



**DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA E BIOTECNOLOGIE “CHARLES DARWIN”
UNIVERSITÀ DI ROMA “LA SAPIENZA”
CORSO DI DOTTORATO IN BIOLOGIA ANIMALE
XXII ciclo
(2007 – 2011)**

Lorenzo Quaglietta

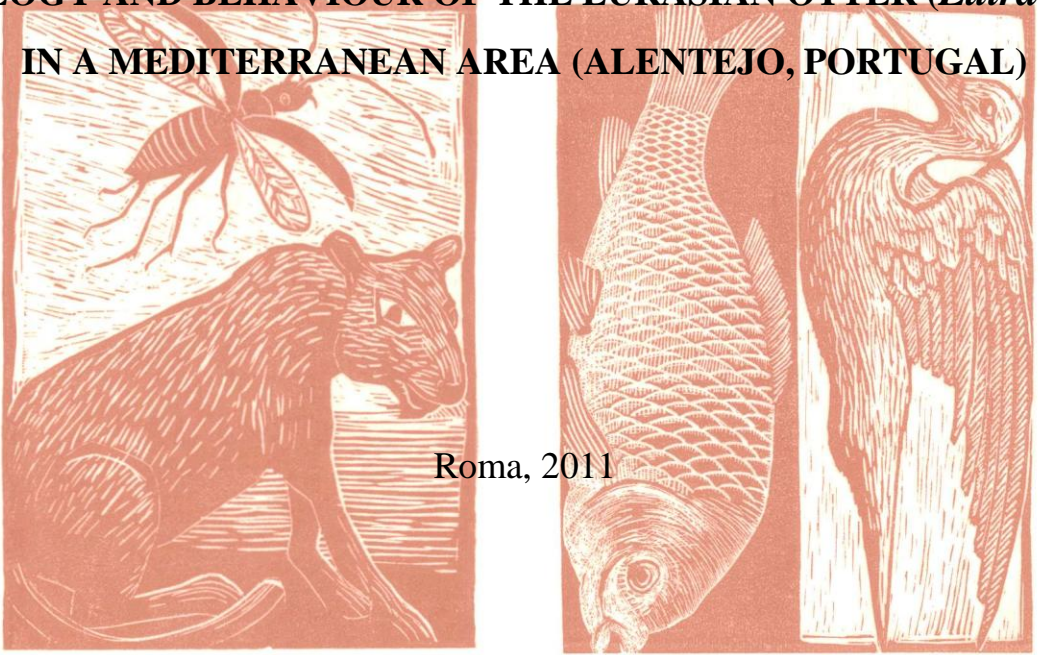


Tesi di Dottorato di Ricerca

**ECOLOGIA E COMPORTAMENTO DELLA LONTRA
EURASIATICA (*Lutra lutra*) IN UN’AREA MEDITERRANEA
(ALENTEJO, PORTOGALLO)**

PhD Dissertation

**ECOLOGY AND BEHAVIOUR OF THE EURASIAN OTTER (*Lutra lutra*)
IN A MEDITERRANEAN AREA (ALENTEJO, PORTUGAL)**



Roma, 2011

Corso di Dottorato in Biologia Animale
Dipartimento di Biologia e Biotecnologie “Charles Darwin”
Università di Roma “La Sapienza”

XXII ciclo

ECOLOGIA E COMPORTAMENTO DELLA LONTRA
EURASIATICA (*Lutra lutra*) IN UN’AREA MEDITERRANEA
(ALENTEJO, PORTOGALLO)

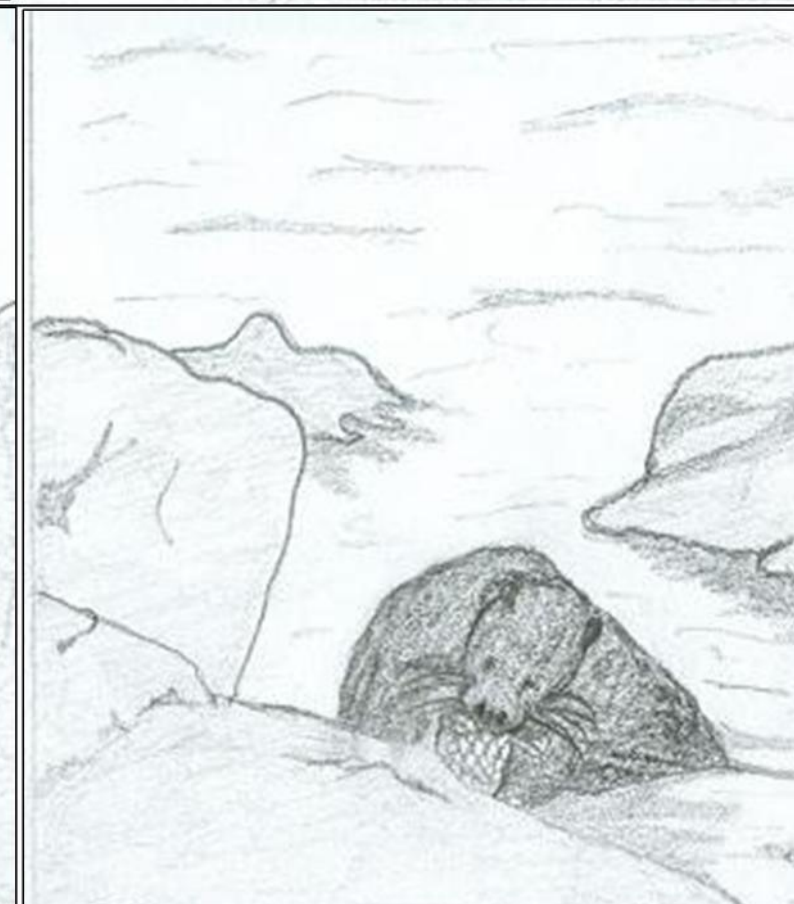
ECOLOGY AND BEHAVIOUR OF THE EURASIAN OTTER (*Lutra lutra*) IN
A MEDITERRANEAN AREA (ALENTEJO, PORTUGAL)

Lorenzo Quaglietta

Roma, 2011



Alle lontre e alla mia famiglia



INDICE

1	RIASSUNTO	11
1	ABSTRACT	19
2	INTRODUZIONE	27
2.1	MOTIVAZIONI E INQUADRAMENTO DELLO STUDIO	27
2.1.1	Premessa	27
2.1.2	La lontra	29
2.1.3	Nascita e contestualizzazione del progetto di ricerca	31
2.2	BASE TEORICA	34
2.2.1	Organizzazione socio-spaziale	34
2.2.1a	<i>Home-range</i>	35
2.2.1b	<i>Parentela</i>	38
2.2.1c	<i>Dispersal</i>	39
2.2.1d	<i>Interazioni sociali</i>	41
2.2.2	Ritmi d'attività	42
2.2.3	Movimenti	44
2.2.4	Selezione dell' <i>habitat</i> : un argomento fondamentale da conoscere quanto difficile da investigare	46
2.3	STATO DELLE CONOSCENZE	50
2.3.1	Organizzazione socio-spaziale nei Lutrinae	50
2.3.2	Organizzazione socio-spaziale in <i>Lutra lutra</i>	51
2.3.2a	<i>Dispersal e struttura spaziale genetica in Lutra lutra</i>	53
2.3.3	Ritmi d'attività e movimenti nei Lutrinae	55
2.3.5	Selezione dell' <i>habitat</i> nei Lutrinae	57
2.3.6	Selezione dell' <i>habitat</i> in <i>Lutra lutra</i>	58
2.3.6a	<i>Lacune sull'uso/selezione di due tipologie d'habitat dall'idoneità particolarmente controversa: invasi artificiali e galleria ripariale</i>	60
2.4	VANTAGGI E SVANTAGGI DELLE TECNICHE TELEMETRICHE	63
2.4.1	Telemetria GPS: limiti nella sua applicazione su specie ripariali ed acquatiche	65
2.5	OBIETTIVI	66
2.5.1	<i>Home-range</i> e <i>pattern</i> di movimento e loro relazione con la disponibilità idrica in un test della RDH	66
2.5.2	Struttura spaziale genetica a scala fine, <i>dispersal</i> e interazioni sociali	67
2.5.3	Ritmi d'attività ed influenza delle variabili ambientali estrinseche	69
2.5.4	Uso e selezione dell' <i>habitat</i>	69
2.5.5	Sperimentazione di un dispositivo GPS GSM/GPRS di basso costo in ambiente ripariale e su un animale acquatico	70
3	MATERIALI E METODI	73
3.1	AREA DI STUDIO	73
3.1.1	Clima	77
3.2	RACCOLTA DATI	79
3.2.1	Tecniche di cattura	79

3.2.1a	<i>Selezione dei siti di trappolaggio e posizionamento delle trappole</i>	82
3.2.2	Manipolazione e impianto chirurgico	86
3.2.3	Campione genetico.....	89
3.2.4	Radio-monitoraggio	90
3.2.5	Sviluppo del dispositivo GPS GSM-GPRS	93
3.2.6	Sperimentazione del dispositivo GPS GSM-GPRS tramite test statici in campo.....	94
3.2.7	Applicazione del dispositivo GPS GSM-GPRS sulle lontre.....	96
3.2.8	Transetti per la misurazione della disponibilità d'acqua	99
3.2.9	Dati climatici e meteorologici.....	101
3.2.10	Campionamenti delle specie preda	102
3.2.11	<i>Spraint survey</i>	106
3.3	ANALISI DEI DATI	108
3.3.1	Analisi di laboratorio	108
3.3.2	Analisi genetiche e stima delle relazioni di parentela.....	108
3.3.3	Relazione tra parentela e distanza geografica	109
3.3.4	<i>Home-range</i>	111
3.3.5	Stime di densità.....	115
3.3.6	<i>Dispersal</i>	115
3.3.7	Interazioni sociali.....	116
3.3.8	Ritmi d'attività	118
3.3.8a	<i>Inizio e fine attività e frequenze d'attività</i>	119
3.3.8b	<i>Bilancio d'attività nei differenti periodi del giorno, nelle 24 ore e nelle diverse</i> <i>categorie di comportamento</i>	120
3.3.8c	<i>Stagionalità</i>	122
3.3.8d	<i>Modelli sulla probabilità di rinvenire una lontra in attività</i>	123
3.3.9	Movimenti.....	125
3.3.10	Selezione/preferenza dell' <i>habitat</i>	128
3.3.10a	<i>Cartografia digitale</i>	128
3.3.10b	<i>Percorso Analitico</i>	130
3.3.10c	<i>Distribuzione delle radio-localizzazioni nelle diverse tipologie d'habitat</i>	137
3.3.11	Modelli sul funzionamento del dispositivo GPS GSM-GPRS.....	137
4	RISULTATI	139
4.1	CATTURE	139
4.1.1	Dati demografici e misure morfometriche	144
4.1.2	Mortalità.....	147
4.2	RADIO-MONITORAGGIO	151
4.3	ORGANIZZAZIONE SOCIO-SPAZIALE	156
4.3.1	Parentela e relazioni con la distanza geografica: isolamento da distanza e <i>male-biased</i> <i>dispersal</i>	156
4.3.2	Dati sul <i>dispersal</i> rilevati tramite <i>radio-tracking</i>	161
4.3.3	<i>Home-range</i>	169
4.3.4	<i>Home-range</i> stagionali e relazioni con la disponibilità d'acqua.....	173
4.3.5	Interazioni sociali.....	193

4.3.6	Stime di densità.....	200
4.4	RITMI D'ATTIVITÀ	202
4.4.1	Inizio e fine attività	202
4.4.2	Bilancio d'attività nei differenti periodi del giorno	205
4.4.3	Bilancio d'attività nell'arco delle 24 ore.....	211
4.4.4	Bilancio d'attività nelle diverse categorie di comportamento	212
4.4.5	Stagionalità.....	214
4.4.6	Probabilità di rinvenire una lontra in attività	217
4.5	MOVIMENTI	220
4.5.1	<i>Pattern</i> generali.....	220
4.5.2	Differenze interindividuali e in base al sesso e all'età.....	222
4.5.3	Movimenti stagionali e loro relazione con la disponibilità d'acqua	225
4.5.4	Ampiezza degli spostamenti delle lontre	232
4.6	USO E SELEZIONE DELL' <i>HABITAT</i>	233
4.6.1	Preferenza d' <i>habitat</i>	233
4.6.2	Bilancio delle localizzazioni in attività ed in riposo nelle diverse tipologie d' <i>habitat</i>	238
4.6.3	Disponibilità d' <i>habitat</i> all'interno dell' <i>home-range</i>	243
4.6.4	Analisi di selezione classiche uso/disponibilità	245
4.7	DISPOSITIVO GPS GSM-GPRS.....	246
4.7.1	Sviluppo e test statici in campo.....	246
4.7.2	Primi dati su lontre selvatiche marcate tramite GPS.....	250
5	DISCUSSIONE.....	253
5.1	CATTURE	253
5.1.1	Misure morfometriche e parametri demografici	254
5.1.2	Stime di densità di popolazione	258
5.1.3	Mortalità.....	259
5.2	ORGANIZZAZIONE SOCIO-SPAZIALE	261
5.2.1	Struttura spaziale della parentela	261
5.2.2	<i>Dispersal</i>	264
5.2.3	Interazioni sociali	268
5.2.4	<i>Home-range</i>	271
5.3	MOVIMENTI	275
5.3.1	<i>Pattern</i> generali: comparazione con la bibliografia	275
5.3.2	Ipotesi sulla territorialità	278
5.3.3	Differenze interindividuali, in base al sesso e all'età.....	281
5.3.5	Fattori determinanti l'ampiezza degli spostamenti delle lontre	284
5.4	TEST SULL'RDH: Movimenti e <i>home-range</i> stagionali e loro relazione con la disponibilità d'acqua	285
5.5	ATTIVITÀ.....	290
5.5.1	Ipotesi sui fattori determinanti i ritmi circadiani	290
5.5.2	Comportamento d'attività	294
5.5.3	Variabilità individuale.....	299
5.5.4	Considerazioni generali.....	301

5.6	USO E SELEZIONE DELL' <i>HABITAT</i>	303
5.6.1	Invasi artificiali	303
5.6.2	Risorsa idrica.....	307
5.6.3	Vegetazione ripariale	308
5.6.4	Necessità di un approccio olistico per la conservazione degli ecosistemi d'acqua dolce	313
5.6.5	Altre variabili ambientali	315
5.6.5a	<i>Risorse trofiche</i>	315
5.6.5b	<i>Disturbo antropico</i>	316
5.6.5c	<i>Territorialità</i>	317
5.6.5d	<i>Osservazioni tecniche</i>	318
5.7	PERFORMANCE DEL DISPOSITIVO GPS GSM-GPRS	320
5.7.1	Test statici	320
5.7.2	Dati preliminari sulle lontre dotate di sistema GPS	323
5.7.3	Implicazioni gestionali.....	324
6	CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE	327
7	RINGRAZIAMENTI	333
8	BIBLIOGRAFIA	339
APPENDICE 1		391
APPENDICE 2		393
APPENDICE 3		395
APPENDICE 4		397
APPENDICE 5		399
APPENDICE 6		401
APPENDICE 7		403
APPENDICE 8		405
APPENDICE 9		407
APPENDICE 10		417
APPENDICE 11		419

1 RIASSUNTO

Pur essendo già stata oggetto di numerose ricerche, la lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) offre ancora l'opportunità di indagare molteplici aspetti della sua ecologia e comportamento che sono stati studiati poco o quasi esclusivamente in contesti climatici temperati.

Da aprile 2007 ad ottobre 2010 è stato condotto il progetto di ricerca OPA (*Otter Project in Alentejo*) nella regione dell'Alentejo centro-meridionale, in Portogallo, in un'area di circa 800 km². Attraverso la cattura ed il successivo radio-monitoraggio di 16 individui selvatici di *Lutra lutra* (9 maschi e 7 femmine) per un numero medio di 139 radio-localizzazioni puntuali per animale (corrispondenti a circa 126 giorni), unitamente alla genotipizzazione di 51 individui, tale progetto ha avuto come scopo quello di fornire una serie di dati di base sulla biologia ed ecologia della specie mancanti o scarsi a livello della sua *extent of occurrence* o in ambiente mediterraneo. La presente tesi si focalizza su alcuni degli aspetti indagati nel suddetto progetto, quali: (1) estensioni degli *home-range* (HR) e *pattern* di movimento e loro variabilità in funzione della stagione e della disponibilità (e sua variabilità) della risorsa idrica; (2) struttura spaziale genetica, *dispersal* e interazioni sociali; (3) ritmi d'attività; (4) selezione dell'*habitat*, con particolare focus sulla modalità e frequenza d'utilizzo degli invasi artificiali; (5) sperimentazione di un sistema GPS GSM/GPRS in *habitat* ripariale e su individui selvatici di lontra.

Riguardo al punto (1), analisi di *Network K-Function* hanno evidenziato fedeltà all'*home-range* annuale (*site fidelity*) in tutti gli individui di taglia adulta monitorati (N = 14). La stima dell'estensione media lineare è di circa 16,8 Km per le femmine (SE = 2,8) e 38,5 Km per i maschi (SE = 2,4), o 22,5 e 92,7 Ha rispettivamente. L'estensione massima documentata è di 68,1 km (78,6 km se si includono gli *outlier*). Tutti gli individui marcati hanno almeno un invaso artificiale all'interno del proprio *home-range*; tale tipologia d'*habitat* rappresenta, in media, il 32 % della composizione di un *home-range*.

Diverse misure di abbondanza e dispersione dell'acqua (che, nel caso della lontra, condiziona a sua volta anche la dispersione delle prede acquatiche) sono state utilizzate in analisi di correlazione e regressione multipla tramite Modelli Generalizzati Lineari (GLM) con l'estensione dei territori (*home-range*) delle lontre monitorate come variabile di risposta. Lo scopo di tali analisi è stato quello di testare la RDH (Macdonald 1983), secondo la quale l'estensione dei territori sarebbe in funzione della dispersione delle risorse all'interno degli stessi. Tutte le indagini svolte mostrano una generale influenza dell'abbondanza e della dispersione della risorsa acqua sull'estensione degli *home-range*. Tuttavia la risposta dei singoli individui ai cambiamenti apportati dall'arrivo della siccità estiva è diversificata. Essa dipende,

oltre che dal sesso e dalla maturità dell'animale, dalle caratteristiche del corso d'acqua principale in cui questi vive, nonché dalla modalità d'uso dello spazio dello stesso: animali che vivono lungo corsi d'acqua che si seccano meno della media mostrano le minori estensioni lineari di *home-range* insieme a quelli che utilizzano in modo costantemente elevato uno o pochi ambienti lentici di dimensioni limitate. In generale, sembra che la percentuale di secca durante la stagione calda determini l'estensione minima degli HR, mentre durante la stagione umida, quando quindi l'estensione minima è già garantita, le lontre espanderebbero i loro territori alle aree circostanti, aumentando le possibilità di foraggiamento e di accoppiamenti sessuali (strategia *area-minimizing* – Mitchell & Powell 2004, 2007).

Nel corso di una singola notte (N = 54), le lontre utilizzano in media 3,7 km (DS = 2,9; intervallo: 0 - 14,3) dell'*home-range* annuale, allontanandosi di 2 km (DS = 2,8; intervallo: 0 - 22,9) dal punto di inizio attività (sempre coincidente con un rifugio diurno noto) e coprendo una distanza cumulativa di 8,2 km (DS = 5,2; intervallo: 0 - 24,2), con un tasso di rivisita medio delle porzioni di HR pari a 2,44 (DS = 0,91; intervallo: 0 - 4,23). Tra due radio-localizzazioni (*fix*) successive in una sessione di monitoraggio continuato (raccolte ogni 15 minuti), lo spostamento medio è risultato di 183 m (DS = 355; intervallo: 0 - 4271; N = 5609), ad una velocità media di 712 m/h (DS = 1308; intervallo: 0 - 16325) (N = 5904).

Tutte le lontre monitorate (N = 19, incluse quelle dotate di zainetti con sistema GPS) hanno mostrato un'elevata fedeltà all'*habitat* acquatico, venendo sempre localizzate (N = 10286) a brevi distanze dall'acqua (media = 19 m; DS = 25; intervallo: 0 - 521).

La maggior parte della variabilità riscontrata nei parametri di movimento è dovuta all'interazione tra sesso, età e stagione. In particolare, i maschi adulti sono la categoria più mobile, specialmente durante la stagione umida, quando la maggiore abbondanza d'acqua ed il ritorno della connessione acquatica dei torrenti in precedenza secchi li spingono ad ampliare i movimenti ed espandere i territori, probabilmente al fine di massimizzare le possibilità riproduttive. I parametri di movimento sono generalmente maggiori durante la stagione umida in entrambi i sessi, mentre i tassi di rivisita sono maggiori durante la stagione secca. Inoltre, da analisi di correlazione tra *pattern* di movimento e variabili riguardanti la dispersione ed abbondanza d'acqua, risulta che all'aumentare della disponibilità di tratti con acqua le lontre aumentano l'ampiezza dei loro movimenti, visitando di meno, in termini assoluti, le stesse porzioni (siti) dei loro *range*; al contrario, ad una maggiore frammentazione del territorio, indicata da una più alta percentuale media dei tratti in secca, corrispondono movimenti meno estesi ed una rivisita più frequente degli stessi siti. Tali evidenze confermano l'effetto critico che la frammentazione nella

disponibilità della risorsa idrica svolge nei confronti della biologia e del comportamento delle lontra in un ambiente mediterraneo.

Per ciò che concerne il punto (2), un approccio misto, riguardante tecniche molecolari e radio-telemetriche, è stato utilizzato con i seguenti fini: verificare l'esistenza di una struttura spaziale nella parentela tra individui di una stessa popolazione; indagare la scala alla quale eventualmente avviene la relazione tra parentela e distanza geografica; identificare eventuali dispersioni di individui; verificare l'ipotesi di dispersione del solo sesso maschile nella specie; studiare le interazioni sociali tra individui monitorati.

I dati genetici si riferiscono all'estrazione del DNA da 65 campioni di tessuto, pelo, sangue o escrementi freschi di lontra raccolti durante il progetto, che hanno portato alla genotipizzazione di 51 individui (28 femmine e 23 maschi). Da tali analisi è emerso che le femmine (N = 286 combinazioni di coppie) che si trovano spazialmente più prossime sono maggiormente imparentate tra loro, mentre lo stesso non avviene per gli individui di sesso maschile (N = 224 combinazioni di coppie). Ciò suggerisce che la dispersione sia prevalentemente associata ai maschi. Sorprendentemente, la relazione tra distanza geografica e grado di parentela diminuisce dopo una distanza-soglia di circa 30-40 km, suggerendo l'esistenza di un isolamento da distanza tra gli individui della popolazione studiata già ad una scala spaziale (e temporale) molto fine.

La dispersione è stata rilevata nel solo sesso maschile (N = 4), a fronte dei 7 individui subadulti di lontra monitorati, mentre non sono stati documentati eventi di dispersione in nessuna delle due femmine subadulte marcate. Tali risultati confermano le evidenze provenienti dalle analisi genetiche. Le distanze di dispersione sono in media di 20 km (± 6), con una variabilità che va dai 10 ai 26 km (o 34 ± 9 km; intervallo: 25 - 47, se espresse come distanze cumulative percorse). Possibili interpretazioni circa le brevi distanze di dispersione documentate sono discusse. Su quattro maschi dei quali è stata rilevata la dispersione, tre hanno seguito la stessa traiettoria e finito con l'occupare (in periodi diversi) quasi la stessa area, pur avendo a disposizione diverse possibili direzioni e elementi idrografici.

Dalle analisi delle interazioni sociali effettuate si evince che anche in ambiente mediterraneo quale quello dell'area di studio l'organizzazione sociale della specie rientra nel modello classico della territorialità intrasessuale tipico dei mustelidi, con un sistema di riproduzione poliginico. Tuttavia, emergono alcune discordanze da quanto precedentemente noto. Contrariamente al comportamento delle specie definite "solitarie", le lontra monitorate mostrano un elevato grado di sovrapposizione spazio-temporale (sino alla condivisione di uno stesso rifugio diurno, persino tra un maschio ed una femmina con prole quando il primo era noto non esserne il padre).

Individui di sesso opposto passano dunque insieme gran parte del loro tempo e non si incontrano soltanto nel momento della riproduzione, evidenziando una certa flessibilità nel sistema sociale di questa specie.

Le lontre mostrano un'attività (punto 3) generalmente elevata, con il 45 % dei *fix* in attività e il restante 55 % in riposo, ma con le percentuali che arrivano rispettivamente a 76 e 23 se si considerano solo i *fix* notturni. L'attività è, in effetti, prevalentemente notturna. Tra i principali determinanti dei ritmi circadiani si ritiene vi siano le strategie di foraggiamento ed esigenze di termoregolazione, la loro variabilità essendo influenzata dalla stagionalità, dall'età, da eventi di dispersione in giovani maschi e dallo stato riproduttivo nelle femmine. L'inizio dell'attività è correlato con l'orario del tramonto, mentre la fine dell'attività risulta meno predicibile. Le ore di maggiore attività si concentrano dopo il tramonto (dalle ore 21:00 alle ore 22:00), nella parte media della notte (dalle 2:00 alle 3:00) e prima dell'alba (intorno alle 5:00). Analisi di regressione multipla tramite modelli generalizzati lineari ad effetti misti (GLMM) mostrano un effetto congiunto di numerose variabili meteorologiche e micro-climatiche sui *pattern* di attività notturna. In particolare, tra i diversi effetti rilevati, le temperature estreme diminuiscono la probabilità di rilevare una lontra in attività.

Gli stessi modelli applicati all'ampiezza degli spostamenti intrapresi dalle lontre hanno mostrato l'influenza di un minor numero di variabili. La decisione sull'essere o meno attiva da parte di una lontra sembra dipendere di più da descrittori ambientali, che a loro volta possono regolare l'attività delle prede, mentre la scelta sull'effettuare o meno uno spostamento sostanziale sembra essere principalmente legata a fattori intrinseci quali il sesso, la maturità ed esigenze riproduttive, venendo possibilmente condizionata anche da mappe cognitive sulla localizzazione delle risorse, da esigenze di marcatura del territorio e da interazioni con conspecifici.

Per le analisi sulla selezione dell'*habitat* (punto 4), si è ricorso ad un doppio approccio metodologico, che ha visto l'utilizzo di tecniche di regressione logistica tramite modelli generalizzati misti (GLMM) ed il metodo tradizionale di uso/disponibilità di Neu et al. (1974); entrambi i metodi sono stati applicati sia all'intero campione di radio-localizzazioni sia soltanto a un sottocampione costituito da quelle con le lontre in attività. Il modello finale selezionato dal GLMM per quanto riguarda la probabilità che una lontra visiti un determinato settore (di 100 m) del proprio *home-range* sembra indicare che quest'ultima è influenzata da: la distanza dal più vicino rifugio diurno noto; la tipologia d'*habitat* (canale, torrente, piccolo o grande invaso artificiale), essendo, tale relazione, dipendente dalla stagione; la presenza, durante la stagione

secca, di pozze perenni; la distanza dal sito con la più elevata biomassa di gambero rosso della Louisiana; la distanza dalla diga più vicina; la distanza dalla più vicina strada asfaltata (relazione positiva, indicante un effetto negativo della vicinanza della strada, mentre tutte le altre relazioni sono negative); la distanza dai margini dell'*home-range*. La probabilità che una lontra sia attiva in una determinata sezione all'interno del suo *home-range* è apparsa condizionata dagli stessi fattori, mostrando soltanto lievi differenze con il modello generale, tra cui la significatività (nel modello sull'attività) della distanza dalla confluenza più vicina.

Da tutte le analisi effettuate sulla selezione dell'*habitat* emerge un utilizzo continuo degli *habitat* lenticici durante tutto l'anno e non soltanto d'estate come ipotizzato in letteratura. Le dighe sembrano essere selezionate in particolare per l'abbondanza di prede (soprattutto la fauna ittica, qui mediamente più abbondante), ma, scarseggiando in quanto a vegetazione ripariale e dunque protezione e disponibilità di rifugi, vengono utilizzate molto meno per quanto riguarda il comportamento di riposo, per il quale le lontre selezionano nella maggior parte dei casi i torrenti. Questi ultimi, però, vengono utilizzati anche per il foraggiamento, specialmente per quanto riguarda il gambero rosso della Louisiana, qui mediamente più abbondante. I piccoli laghetti artificiali vengono utilizzati piuttosto frequentemente sia per l'attività che il riposo e sembrano poter svolgere un ruolo importante nella fase di allevamento dei piccoli. Il comportamento evidenziato dagli individui monitorati appare coerente con una selezione dell'*habitat* avvenuta già a scala di paesaggio (II ordine di selezione - Johnson 1980). I risultati ottenuti in questo campo evidenziano pertanto la necessità, per l'ecologia, la biologia ed il comportamento della lontra in un contesto mediterraneo, di una combinazione di *habitat*: lenticici, che svolgono il ruolo di principale serbatoio d'acqua e prede durante le estreme siccità estive, e lotici, più ricchi in vegetazione ripariale e dunque in grado di offrire disponibilità di rifugi nonché di favorire le condizioni di resilienza delle prede nelle pozze d'acqua rimaste, confermando quanto precedentemente ipotizzato tramite studi svolti secondo metodi indiretti (ricerca di segnali di presenza).

Un sistema GPS GSM-GPRS di basso costo (punto 5), sviluppato dalla *Dutch Otterstation Foundation* (Netherlands), è stato testato nell'ambito del progetto per la prima volta su una specie di lontra (tramite l'uso di zainetti). Tale strumento ha apportato la possibilità di monitorare animali (N = 6; 711 localizzazioni, per un periodo medio di 9 giorni ed un tasso di acquisizione del segnale GPS del 68,2 %) con un'elevata frequenza (altrimenti impossibile basandosi soltanto su lavoro di campo manuale), ottenendo anche un'ottima accuratezza (errore

medio = 8,9 m; DS = 8,5). Quest'esperienza costituisce anche il primo test di una tecnologia GPS in *habitat* ripariale e su di un animale che effettua immersioni in acqua dolce.

Il rinvenimento di animali deceduti ha permesso di ampliare il campione di animali di cui si sono potute rilevare le misure morfometriche e di acquisire informazioni circa i parametri demografici della popolazione di lontre studiata.

Il peso e la lunghezza medi di un maschio di taglia adulta sono risultati rispettivamente 8,5 kg (DS = 0,9; N = 5) e 123,6 cm (DS = 2,6), quelli di una femmina di taglia adulta 6,6 kg (DS = 1,0; N = 10) e 111,9 cm (DS = 3,5).

Il rapporto tra i sessi è risultato di 0,8 maschi per una femmina (N = 51), e la popolazione è risultata esser composta dal 39% di cuccioli, 39% di adulti e 26% di subadulti (N = 40). L'età media stimata è risultata essere 2,2 anni (DS = 2,5), con un'età massima registrata di 11 anni (inerente un esemplare femmina).

Elevato è il numero di eventi di mortalità causati dall'uomo; tra questi, la maggior parte dei casi (62%, N = 24) ha riguardato investimenti stradali.

Le stime di densità di popolazione all'interno dei singoli *home-range* di 5 lontre femmina monitorate variano dalle 0,23 (\pm 0,05) alle 0,53 (\pm 0,16) lontre per km, a seconda di se ci si riferisce rispettivamente all'intera porzione di reticolo idrografico utilizzata o soltanto alle aste principali.

Il numero di lontre catturate (N = 47) e soprattutto di quelle dotate di radio intraperitoneale (N = 16), insieme alla lunga durata media del monitoraggio per individuo (401 giorni), costituiscono i valori più alti rispetto agli studi precedenti di *radio tracking* su *Lutra lutra*. Ciò ha consentito di identificare un corretto protocollo di cattura (inclusa la sperimentazione di diversi sistemi di allarme per il trappolaggio), impianto chirurgico e radio-monitoraggio della specie, nonché di poter estendere le inferenze ottenute a livello di popolazione.

L'approccio misto, consistito in *radio tracking* e tecniche molecolari, unito alla raccolta di un discreto numero di animali rinvenuti morti nell'area di studio, ha permesso di rivelare aspetti finora sconosciuti o poco noti sull'eco-etologia della specie particolarmente in ambiente mediterraneo, quali estensioni degli *home-range*, uso e selezione dell'*habitat*, *pattern* di movimento e di attività, interazioni sociali, struttura spaziale della parentela, *dispersal* e densità di popolazione, costituendo una sorgente di informazioni importanti per una corretta gestione e conservazione delle popolazioni di questa specie nel territorio lusitano (ed eventualmente estrapolabili ad altri ambienti mediterranei).

Sebbene lo status di conservazione della lontra in Portogallo sia rassicurante, tutte le evidenze raccolte durante la presente ricerca sottolineano che le popolazioni mediterranee di questa specie sono soggette a notevoli rischi legati alla loro dipendenza dal mezzo acquatico. Sono state, infatti, apportate diverse evidenze sul come l'ecologia ed il comportamento della specie vengano fortemente condizionati dalle caratteristiche climatiche dell'ambiente mediterraneo e dalla frammentazione e alta variabilità nella disponibilità della risorsa idrica provocate dalle forti siccità. Tali evidenze suggeriscono che i cambiamenti climatici possono costituire per le lontre una minaccia già nel presente e riguardo diversi aspetti della loro eco-etologia, confermando quanto era stato precedentemente ipotizzato riguardo alla distribuzione futura della specie tramite modelli di simulazione climatica (Cianfrani et al. 2011).

1 ABSTRACT

Despite being a highly studied carnivore, the Eurasian otter (*Lutra lutra*) still offers the opportunity to explore many aspects of its ecology and behaviour that are poorly known or have only been investigated in temperate areas.

From April 2007 to October 2010, the OPA research project (Otter Project in Alentejo) was conducted in the south-central Alentejo region of Portugal, in an area of roughly 800 km². Through the capture and subsequent radio-tracking of 16 wild *Lutra lutra* individuals (9 males and 7 females) for an average of 139 radio-locations per animal (about 126 days), together with the genotyping of 51 individual otters, the project aimed to provide a set of basic data on the biology and ecology of the species that were missing or limited throughout its *extent of occurrence* or in the Mediterranean environment. This thesis focus on some of the aspects of the referred project, such as: (1) extent of home ranges (HR) and movement patterns, including their relationships to seasonality and the availability (and its variability) of water resources; (2) genetic spatial structure, dispersal and social interactions; (3) activity rhythms; (4) habitat selection, with particular focus on the modality and frequency of use of reservoirs; (5) testing of a GPS GSM/GPRS telemetry system in riparian habitats and on free-ranging wild otters.

Concerning point (1), Network K-function analyses revealed a non-uniform use of home ranges in all monitored individuals of adult size, thus showing fidelity to their annual home range (site fidelity). On average, 49 radio-locations (fixes) (corresponding to approximately 45 days of tracking) were necessary to estimate a stable home range. The estimated average linear extension of home ranges was approximately 16.8 km for females (SE = 2.8) and 38.5 km for males (SE = 2.4), or 22.5 and 92.7 Ha respectively. The maximum extension recorded was 68.1 km (78.6 km including outliers). All individuals had at least one artificial reservoir within their home ranges, representing, on average, 32% of each home range.

Several measures of abundance and dispersion of water (which, in turn, also affect the dispersion of aquatic prey) were used in correlation analyses and multiple regression analyses, using Generalized Linear Models (GLM) with the extent of the monitored otters' home range as the response variable. The goal was to test the Resource Dispersion Hypothesis (RDH - Macdonald 1983), a hypothesis which predicts, amongst other, the extent of territories in terms of resource dispersion within them. All analyses conducted showed a general influence of abundance and dispersion on otters' home range size. However, the response of individuals to changes brought on by the arrival of summer drought was quite diverse. Besides sex and maturity of the animal, it was dependent on the characteristics of the main stream in which it lived and on its space use

modality: animals that lived along waterways that have dried up less than the average showed smaller extents of HRs as well as those that consistently used one or a few lentic environments of limited size. Larger extents were usually associated with animals whose HRs were located in areas with high dispersion of water or with individuals which showed a less concentrated use of reservoirs. In general, it appears that the percentage of drought during the dry season determines the minimum HR size (when the otters would tend to enclose within their home ranges patches with a minimum amount of water), while during the wet season – when minimum size is already guaranteed – otters would expand their territories (home ranges) to the surrounding areas, increasing the possibilities of foraging and mating (area-minimizing strategy - Mitchell & Powell 2004, 2007).

During a single night (N = 54), otters used on average 3.7 km (SD = 2.9, range: 0 - 14.3) of the annual home range, moving 2 km (SD = 2.8, range: 0 - 22.9) away from the start point of activity (always coinciding with a known resting site) and covering a cumulative distance of 8.2 km (SD = 5.2, range: 0 - 24.2), with a revisiting index ranging from 0 to 4.23 (mean = 2.44, SD = 0.91). Between two fixes of a continuous monitoring session (documented every 15 minutes), the average displacement was 183 m (SD = 355, range 0 - 4271, N = 5609), at an average speed of 712 m/h (SD = 1308; range: 0 - 16325) (N = 5904).

All monitored otters (N = 19, including those tagged with GPS harnesses) showed high fidelity to the aquatic habitat, being always located (N = 10286) within a short distance from water (mean = 19 m, SD = 25, range: 0 - 521).

Most of the variability observed in movement parameters was caused by interactions between sex, age and season. In particular, adult males were the most mobile category and this was especially true during the wet season, when the greater abundance of water and the return of the hydric connectivity in the previously dried watercourses led to a larger extension in their movements and expansion of home ranges, probably in an attempt to maximize reproductive opportunities.

During the wet season movement parameters were generally higher in both sexes, while revisiting rates were higher in the dry season. Correlation analyses performed between movement patterns and variables concerning the dispersion and abundance of water showed that with an increase in the availability of watery sectors the otters increased the amplitude of their movements, reducing their visits to the same portions of their range; on the other side, with a greater fragmentation of the hydrography, indicated by a higher average percentage of dry sites, movements were less extensive and revisits more frequent.

Such findings confirm the critical effect that the fragmentation in the availability of the water resource exerts on the biology and behaviour of otters in a Mediterranean environment.

Regarding point (2), a mixed approach consisting of genetic techniques and radio-telemetry was used with the following purposes: to verify the existence of a spatial structure in the relationship between individuals of the same population; to investigate the scale of the hypothetical relationship between degree of relatedness and geographic distance; to identify events of dispersal; to verify the hypothesis of a male-biased dispersal in this species; to study the social interactions between monitored individuals.

The molecular data refers to DNA extraction from 65 samples of tissue, hair, blood or fresh spraints collected during the project, which led to the genotyping of 51 individuals (28 females and 23 males).

These analyses revealed that spatially closer females ($N = 286$ paired combinations) were more related, while the same cannot be stated for males ($N = 224$ paired combinations). These patterns are suggestive of male-biased dispersal.

Surprisingly, the relationship between geographic distance and relatedness decreased after a threshold of about 30–40 km, suggesting the existence of isolation by distance between individuals of the study population at a fine spatial (and time) scale.

The first data on dispersal by this species obtained through radio tracking techniques are presented. These data are the first from a Mediterranean area and are an addition to the only previously reported case on this species (involving a one year old male of a Scottish population marked with radio-active zinc, which dispersed 68 km). Dispersal was detected only in males ($N = 4$), in a sample of 7 sub-adult individuals monitored; no events of dispersion were documented in either 2 sub-adult females (F6 and F8), nor in one of the males (M4), confirming evidences about male-biased dispersal gathered through molecular analyses. The dispersal distance was on average 20 km ($SD = 6$), ranging from 10 to 26 km (or 34 ± 9 , range: 25 - 47, when expressed as cumulative distance traveled). Possible explanations of the short dispersal distances are discussed. Interestingly, of the 4 sub-adult males of which dispersal was detected, 3 followed the same route and ended up occupying (at different times) almost the same area, although they had potentially available different parts of river catchments and directions.

Still regarding the socio-spatial organization of the species, analyses of static and dynamic interactions were performed on individuals with neighbouring or overlapping home ranges. From these analyses, it appears that also in the Mediterranean study area the social organization of the species falls within the classical model of intrasexual territoriality typical of mustelids, with a

polygynous breeding system. However, some discrepancies have emerged with regard to what is reported in literature. Contrary to the commonly referred solitary behaviour of the species, monitored otters showed a high degree of overlap in space and time (in some cases even sharing the same diurnal resting sites and even between a male and a female with cubs when the former was known for not being the father). By documenting a large portion of time spent together (not only during matings) by individuals of opposite sex, some flexibility in the social system of this species is highlighted.

The evidence gathered confirms the idea that the sociality of a species is complex and variable, and suggests the necessity to undertake further studies on the sociality of the Eurasian otter at the individual level and fine temporal and spatial scale in diverse areas.

The otters showed high levels of activity, with 45% of fixes documented as in activity and the remaining 55% at rest and the percentages rising to 76 and 23, respectively, when considering only night fixes. The activity was, indeed, mainly nocturnal. Among the major determinants of circadian rhythms were foraging strategies (nocturnal hours are believed to present better conditions for catching the two major categories of prey: fish and red swamp crayfish), thermoregulation (to avoid extreme temperatures, both hot and cold), seasonal variability (higher activity during the wet season), age, dispersal events in young males and reproductive status in females. The onset of activity was correlated with sunset time, while the end of activity was less predictable. The hours of greatest activity were concentrated after sunset (from 21:00 to 22:00), in the middle of the night (from 2:00 to 3:00) and before dawn (around 5:00). Multiple regression analyses using generalized linear mixed-effect models (GLMM) showed a combined effect of several weather variables and micro-climatic conditions on nocturnal activity patterns. In particular, among other documented effects, extreme temperatures decrease the probability of finding an otter in activity. The same models, when applied to the width of movement undertaken by the otters, showed the influence of a smaller number of variables. It therefore seems that the decision to be active or not depends much on environmental descriptors, which may in turn regulate the activity rhythms of prey, while the choice to make a substantial move or not is mainly related to intrinsic factors such as sex, age and reproductive requirements. Such choice could also be conditioned by memory/cognitive maps related to resource location, territorial marking needs and interaction with conspecifics.

Habitat selection (point 4) was analyzed on a substantial sample of radio-monitored animals through a dual methodological approach, consisting in logistic regression in generalized linear

mixed-effect models (GLMM) and the more traditional method of use/availability of Neu et al. (1974). The two methods were applied both on the whole set of fixes and only on the active ones.

The final model selected by the GLMM, regarding the probability of an otter visiting a specific sector (100 m) of its home range, seems to indicate that this is influenced by: the distance from the nearest known resting site (with probability decreasing the greater the distance); the type of habitat (water channels were less visited than dams, rivers and ponds), which is in turn dependent on the season (ponds are most visited during the dry season); the presence, during the dry season, of perennial pools; the distance from the site with the highest biomass of the red swamp crayfish (and, as a proxy, also of fish); the distance from the nearest dam (with probability decreasing the greater the distance); the distance from the nearest paved road (there is more chance of a site being visited the further away a road is); and the distance from home range boundaries (the farther from the boundaries, the less likely it is for an otter to visit a site).

The probability of otter activity in a particular section within its home range appeared to be influenced by the same factors. However, in this model: the distance from the nearest confluence was also selected (the farther from a confluence site, the lower the probability of selection by an otter during its period of activity); increased activity was associated in decreasing order with ponds, dams and rivers, while in the first model the order was dams, rivers and ponds (it is to be noted that these three habitat types are the most selected in both models). Furthermore, there is a different order in the importance of the variables' effects due to slight variations in the estimates of their coefficients and some minor differences in the estimates of the coefficients of the same variables, mainly regarding to the distance from the nearest resting site, which appears greater in the first than in the second model (as expected, since the first also includes fixes during the day, when the otters are on most occasions inactive in their resting sites).

All the analyses performed on habitat selection highlight a continuous use of lentic habitats by the otters throughout the year and not just during summer months as previously hypothesized in literature. Reservoirs appear to be selected in particular because of prey abundance (mainly fish, here, on average, more abundant), but, being scarce in terms of cover (therefore shelter availability), they are much less used for resting, for which otters selected streams in the majority of cases. These, however, are also used for foraging, especially for the red swamp crayfish, which is here, on average, more abundant. Ponds are used quite frequently for both activity and rest and they seem to play an important role during cubs' raising. The behaviour shown by monitored individuals is consistent with habitat selection already occurring at the landscape scale (second-order selection - Johnson 1980). The selection of streams (in primis) and ponds for

resting seems to be due to the high availability of riparian vegetation. Results obtained here therefore highlight the need of a set of habitats for the otter in a Mediterranean context: lentic ones, which serve as main source of water and prey during the extreme summer drought, and lotic ones, richer in riparian vegetation and which therefore provide shelter and conditions for prey resilience in the intermittent isolated pools, confirming what was previously suggested by studies carried out by indirect methods (presence signs' surveys).

A low-cost GPS GSM-GPRS system (point 5), developed by the Dutch Otterstation Foundation (Netherlands), has been tested in this project for the first time on an otter species (through the use of harnesses). This tool allowed to track animals (N = 6, 711 locations, for a mean period of 9 days and the rate of acquisition of the GPS signal 68.2%) with a high frequency (otherwise impossible based only on man-powered field work) and resulted in a good accuracy level (average error = 8.9 m, SD = 8.5). This experiment was also the first test of a GPS technology in a riparian habitat and on a fresh-water diving animal.

The collection of dead animals enabled to expand the sample and to acquire some information on demographic parameters of the studied otter population as well as to perform some morphometric measurements.

In particular, the population had a sex ratio of 0.8 males per one female (N = 51), broken down into 39% cubs, 39% adults and 26% sub-adult individuals (N = 40). The estimated average age was 2.2 years (SD = 2.5), with a maximum of 11 years (one female specimen). Death by anthropic causes was noticeable, the major mortality factor being represented by road accidents (62%, N = 24). Mortality events were mainly distributed in the first two months of autumn, after the summer droughts.

From the morphometric measurements collected on a sample of 35 animals, the average weight of male individuals was 8.5 kg (SD = 0.9, N = 5) and that of females 6.6 kg (SD = 1.0, N = 10). Average body length was 123.6 cm (SD = 2.6) for males and 111.9 cm (SD = 3.5) for females. Estimates of otter density within individual home ranges of 5 monitored females varied from 0.23 (\pm 0.05) alle 0.53 (\pm 0.16) otters per km, depending on whether they are referred to the entire portion of the used water network or only to main rivers respectively.

The number of otters captured (N = 47), in particular those equipped with intraperitoneal radio-transmitters (N = 16), together with the long-term average monitoring period per animal (401 days), were higher than those of previous studies of radio tracking of *Lutra lutra*. This allowed to

identify a correct protocol of capture (including the testing of different trapping alarm systems), surgical implant and radio-monitoring of the species, as well as to extend the obtained inferences at a population level.

The mixed approach, consisting of radio tracking and molecular techniques, combined with the collection of a fair number of deceased animals in the study area, enabled to gain a wealth of information at the individual level and for a reasonable period of time (about 3 ½ years), covering different aspects of the ecology of a population.

The results here provided reveal previously unknown or little known aspects of the eco-ethology of the species, particularly in a Mediterranean environment, such as extents of home-ranges, habitat use and selection, movement and activity patterns, social interactions, dispersal, spatial structure of the relatedness between individuals and density of population. They therefore constitute a source of important information for proper management and conservation of this species in the Portuguese territory (and possibly applicable to other Mediterranean environments).

Although the conservation status of otters in Portugal is reassuring, all the evidence collected during this study emphasizes that the Mediterranean populations of this species are subject to significant risks associated with their dependence on water. Different evidence on how the ecology and behaviour of the species are strongly influenced by the climatic characteristics of the Mediterranean environment and the fragmentation and high variability in the availability of the water resource caused by droughts were indeed provided. Such evidence highlight that otters are potentially affected by climate change already in the present and in many aspects of their ecology/behaviour, confirming what was recently suggested for the future distribution of the species through climate simulation models (Cianfrani et al. 2011).

2 INTRODUZIONE

2.1 Motivazioni e inquadramento dello studio

2.1.1 Premessa

L'epoca dei grandi esploratori naturalisti, che avevano davanti a sé un mondo ed un'infinità di specie nuove da scoprire e descrivere, è (purtroppo) terminata. Oggigiorno, dunque, un approccio focalizzato sulla caratterizzazione di una singola specie (Dunning Jr. et al. 2006) potrebbe apparire per certi versi fuori contesto nell'ottica delle leggi dell'economia che regolano anche il lavoro degli scienziati ecologi dediti alla biologia della conservazione. Con le poche risorse disponibili e quelle ancor più esigue investite nella ricerca (in particolare quella sull'ecologia animale), infatti, un approccio che consenta di massimizzare le informazioni a scala di comunità (Beeravolu et al. 2009), di paesaggio (Noss 1983) o di ecosistema (Noss 1996; Meffe et al. 2002; Meffe et al. 2006a) potrebbe venire privilegiato.

L'approccio sulla singola specie viene, tuttavia, ritenuto ancora valido e complementare rispetto a quelli focalizzati sul paesaggio o ecosistema (Meffe et al. 2006a) ed a studi dal carattere descrittivo, comuni in passato, si aggiungono quelli sulla modellistica, sempre più numerosi nella letteratura sull'ecologia animale e la biologia della conservazione (e.g. Araujo & Luoto 2007; Aarts et al. 2008; Godvik et al. 2009; Ottaviani et al. 2009; Falcucci et al. 2009; Cianfrani et al. 2010; Barbosa et al. 2010; Conde et al. 2010; Johnson et al. 2010).

In questo paragrafo si esprimerà la visione del candidato circa la validità di un approccio scientifico focalizzato su di una singola specie; e lo si farà cercando di sottolineare l'importanza di un approccio misto, che integri sia l'aspetto descrittivo (dell'ecologia e comportamento di una specie) che quello modellistico, al fine di contestualizzare il progetto di ricerca svolto.

Data la tendenza attuale sopraelencata, infatti, sarebbe legittimo interrogarsi sulle ragioni che hanno portato ad intraprendere un progetto che ha avuto come principale obiettivo di rispondere a quesiti riguardanti l'ecologia ed il comportamento di una singola specie, anche in considerazione del fatto che esso è stato effettuato in un paese, il Portogallo, dove questo animale è in salute ed apparentemente non necessita di particolari azioni di conservazione (Trindade et al. 1998).

Tra i motivi per cui può valere ancora la pena condurre un progetto di ricerca su una singola specie, come la lontra eurasiatica (*Lutra lutra*), vi possono essere quelli legati al concetto di biodiversità intesa come “*value-laiden*” (Meffe et al. 2006b), valore intrinseco (Soulé 1985) o “*refined taste*” (Leopold 1953 apud Meffe et al. 2006b). Questi motivi, che potranno suonare ad

alcuni come *naïve* (Grumbine 1992), trarrebbero la loro origine da quella che E.O. Wilson (1984 apud Meffe et al., 2006b) chiamava “biofilia”. Un animale come la lontra, infatti, presenta un elevato valore estetico ed è altresì dotato di un notevole fascino legato al misterioso stile di vita acquatico nonché al suo comportamento elusivo. Un carnivoro di medie/grandi dimensioni che si muove sinuoso e perfettamente adattato alla vita ed alla caccia subacquea, sia in minuscoli torrenti e canali che in fiumi, laghi e mare, difficilmente non riesce a catturare la curiosità di qualsiasi persona affascinata dalla natura.

A queste ragioni si aggiungono spesso motivi conservazionistici. Un esempio può essere rappresentato dalle popolazioni di lontra italiane, le quali da decenni sono state arroccate nel meridione della penisola (Cassola 1986; Prigioni 2003; Marcelli 2006; Prigioni et al. 2007; Panzacchi et al. 2010), venendo così isolate dal resto delle popolazioni europee ed apparentemente sviluppando un genotipo diverso, tale da farle ritenere una potenziale *evolutionary significant unit* (ESU - Ryder 1986) (Randi 2003; Mucci et al. 2010).

Al di là dei fattori emotivi, che possono costituire il motore dell’interesse per una specie in particolare, e di quelli preservazionistici, vi sono ragioni di carattere più generale che giustificano lo studio della biologia ed ecologia di base di una singola specie animale e che sono tra le ragioni che hanno maggiormente contribuito alla scelta del progetto di dottorato qui presentato.

L’importanza di studi pluriennali delle popolazioni animali a scala individuale in ecologia e in biologia evolutiva è stata, ad esempio, ben argomentata in un recente studio di Clutton-Brock & Sheldon (2010). In questo articolo, gli autori sottolineano una serie di vantaggi insiti nella raccolta di questo tipo di dati, tra i quali la possibilità di acquisire informazioni riguardanti l’evoluzione della storia naturale degli individui, il loro successo riproduttivo, la sua variabilità e le sue cause, la struttura d’età, il sistema sociale di una popolazione e l’effetto di questo sulla fitness e sulla sopravvivenza degli individui.

Comprendere meglio aspetti dell’ecologia e biologia di base e del comportamento di una specie appare inoltre essenziale anche ai fini della modellistica ecologica, per esempio. In assenza di dati di base robusti ed affidabili, infatti, risulta piuttosto difficile o improbabile la realizzazione di molti modelli ed è inverosimile che dalle simulazioni si ottengano risultati attendibili, che portino ad una corretta predizione ecologica, risultando pertanto difficile pianificare adeguate ed efficaci misure di protezione e conservazione (Cabeza & Moilanen 2001; Brito 2004, 2005; Begon et al. 2006; Hernández et al. 2006).

Tornando a motivi conservazionistici, poi, bisogna dire che anche laddove il contesto di studio non rivesta particolare importanza in tal senso (come detto, è il caso del presente progetto),

l'acquisizione di dati basilari su di una determinata specie, qualora questi non fossero previamente disponibili, può fornire ugualmente un importante contributo alla sua conservazione a livello dell'intero areale. Infine, un accresciuto livello di conoscenza di alcune particolari specie può rivelarsi potenzialmente utile anche alla conservazione di interi ecosistemi. Alcune specie animali, infatti, rivestono ruoli particolarmente o potenzialmente importanti. Vi sono, ad esempio, le cosiddette specie "bandiera" (es. Walpole & Leader-Williams 2002), dotate di certe caratteristiche fisiche e/o comportamentali tali da attirare maggior attenzione da parte dei media e della popolazione, favorendo l'accesso a finanziamenti e dunque opportunità di ricerca che poi possono essere ampliate e rese multidisciplinari. Vi sono poi specie "ombrello" (Roberge & Angelstam 2004), la cui conservazione permetterebbe di proteggere implicitamente una comunità di specie ad esse strettamente connesse. Infine, specie "chiave" possono avere influenza su interi ecosistemi. Predatori di vertice sono ad esempio in grado di condizionare con la loro esistenza l'intera catena trofica, e la loro estinzione può avere ripercussioni catastrofiche su di essa (Estes et al. 2011) nonché risvolti socio-economici anche per l'uomo (Baum & Worm 2009); ancora, in alcuni casi il ritorno di popolazioni di predatori precedentemente estinte può portare all'estinzione di specie preda (es. Lovari et al. 2009). L'acquisizione di conoscenze su queste specie chiave (sensu lato) può dunque assumere un significato più ampio, rivelandosi fondamentale in un'ottica ecosistemica e multidisciplinare.

2.1.2 La lontra

La lontra è senz'altro una specie bandiera (Bifulchi & Lodé 2005; Cianfrani et al. 2011) e da alcuni autori considerata anche ombrello, sebbene quest'ultima accezione sia di difficile verificabilità e resti ancora dubbia a causa dell'esiguità degli studi realizzati in proposito e le incerte conclusioni alle quali questi sono giunti (vedi Bifulchi & Lodé 2005). È, inoltre, un animale strettamente legato all'acqua, un predatore di vertice nella catena trofica delle acque dolci, nonché un carnivoro di medie/grandi dimensioni con elevati requisiti energetici e con dinamiche popolazionali insitamente fluttuanti e a rischio (Kruuk 2006). Il carisma di questo mustelide e la sua vulnerabilità a scala globale (Kruuk 2006), resa maggiore dall'estrema specializzazione per l'ambiente acquatico (Groom 2006), possono dunque svolgere un ruolo potenzialmente importante nella conservazione di molte specie animali e vegetali appartenenti agli ecosistemi d'acqua dolce.

Tali ecosistemi sono al giorno d'oggi tra i maggiormente degradati, frammentati e a rischio (Allan & Flecker 1993; Ricciardi & Rasmussen 1999; Revenga et al. 2000; Abell 2002; Nilsson

et al. 2005; Pringle 2006; Noss et al. 2006), nonché sottostudiati (Allan & Flecker 1993; Abell 2002; Pringle 2006; Dudgeon et al. 2006).

La lontra può dunque essere utilizzata come specie ambasciatrice di problematiche quali il sopracitato declino a scala globale del grado di integrità degli ecosistemi acquatici, quello delle popolazioni di alcune specie preda tra le quali la maggior parte delle popolazioni ittiche autoctone d'acqua dolce (Allan & Flecker 1993; Abell 2002; Degerman et al. 2007) e gli anfibi (Lannoo 2005; Araujo et al. 2006), la frammentazione ed alterazione degli ambienti ripariali (Allan & Flecker 1993; Jansson et al. 2000; Nilsson et al. 2005; Pringle 2006), congiuntamente con il potenziale effetto tutto da approfondire dei cambiamenti climatici in atto sugli ecosistemi acquatici (Abell 2002; Matthews & Marsh-Matthews 2003). Gli sconvolgimenti dovuti al riscaldamento globale, in particolare, rappresentano una minaccia potenzialmente non trascurabile per tutto l'ambiente d'acqua dolce, se si considera che alcuni modelli prevedono una drastica diminuzione, nel futuro, dell'*habitat* idoneo per alcune specie ittiche (Wenger et al. 2011) e di anfibi (Araujo et al. 2006) e per la lontra (Cianfrani et al. 2011), proprio a causa dei cambiamenti climatici.

La lontra eurasiatica (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) è un carnivoro appartenente alla famiglia Mustelidae, sottofamiglia Lutrinae.

Dall'ampio areale (*extent of occurrence*) (Kruuk 2006), questa specie ha subito un decremento numerico a scala europea durante le decadi '60 e '70 (Foster-Turley et al. 1990; Conroy & Chanin 2000) ed attualmente sembra in fase di recupero nella maggior parte delle nazioni (Conroy & Chanin 2000; Ruiz-Olmo et al. 2008). Globalmente, è classificata come “quasi minacciata” (Ruiz-Olmo et al. 2008), oltre ad essere inclusa nell'Appendice I del CITES e negli Annessi II e IV della Direttiva Habitats (n.o 92/43/CEE). In passato, la preoccupazione per le popolazioni di lontra in diversi paesi ha portato a molteplici studi in proposito (vd revisione in Kruuk 2006). Ciononostante, la specie offre tuttora interessanti opportunità per chi voglia dedicarsi con uno studio approfondito, obiettivi mirati e metodologie innovative. Molto, infatti, degli aspetti eco-etologici di questa specie è ancora solo parzialmente conosciuto o controverso (Chanin 2003; Kruuk 2006; H. Kruuk com. pers.). La maggior parte degli studi finora realizzati ha riguardato l'analisi dell'ecologia trofica o indagini di distribuzione, a causa dei bassi costi e della facile realizzazione degli stessi. Hans Kruuk è senz'altro il ricercatore che ad oggi ha prodotto la maggior parte della bibliografia esistente su questa specie. I suoi studi, svolti attraverso il metodo delle osservazioni dirette ed integrati in minor parte da *radio tracking* e esperimenti su lontre in cattività, hanno apportato numerose conoscenze nel campo del comportamento e dell'ecologia di questo mustelide. Tuttavia, tali ricerche hanno soltanto

parzialmente indagato differenze a scala dell'individuo e hanno riguardato un'area climatica particolare, quella temperata della Scozia. Resta, pertanto, ancora molto da appurare sull'ecologia e biologia di base di *Lutra lutra*, specialmente in sistemi mediterranei (Kruuk 2006).

2.1.3 Nascita e contestualizzazione del progetto di ricerca

Il Portogallo offre una vantaggiosa opportunità a chi voglia dedicarsi allo studio della lontra, essendo uno dei paesi in Europa con popolazioni più vitali di questo carnivoro, distribuite praticamente ubiquitariamente nel paese intero, dalle montagne ed i corsi d'acqua oligotrofici del Nord fino all'estremo Sud Algarviano, passando per la costa atlantica (Foster-Turley et al. 1990; Trindade et al. 1998). Questo status ha recentemente portato ad abbassare il livello di preoccupazione per la conservazione di questa specie in questa nazione, passando ad essere "poco preoccupante" (Cabral et al. 2005). In effetti basse probabilità d'occorrenza della specie sono associate soltanto a regioni prossime i grandi centri urbani (Barbosa et al. 2003).

Prima del presente progetto di dottorato era stato fatto, in Portogallo, un solo tentativo di studiare la lontra tramite la tecnica del *radio tracking*. Ciò avvenne a metà anni 80 per conto di Pedro Beja, dottorando portoghese, sotto la supervisione di H. Kruuk. Beja condusse il proprio progetto di dottorato radio-monitorando quattro lontre, tutte femmine, nell'area costiera Alentejano-Vicentina. Dato l'esiguo campione ed il *bias* sul sesso degli individui marcati, quest'autore centrò la propria attenzione maggiormente sull'ecologia trofica della lontra, sui *pattern* di utilizzo dei rifugi diurni e sull'importanza, dedotta principalmente attraverso la ricerca di indizi di presenza, delle sorgenti di acqua dolce per le popolazioni di lontra costiere (Beja 1991, 1992, 1995, 1996a,b,c 1997).

L'elemento vitale per questa specie, l'acqua, è disponibile in ambiente mediterraneo con una variabilità estrema, che va dall'assenza prolungata durante i periodi di siccità estiva alla torrenzialità nei periodi di forti precipitazioni invernali (Gasith & Resh 1999; Magalhães et al. 2002; Bernardo et al. 2003; Magalhães et al. 2007).

A tal riguardo, da studi precedentemente condotti in ambiente mediterraneo emergono evidenze sull'effetto limitante che l'alternanza di periodi di secca e di piena dei sistemi fluviali può avere sulle popolazioni di lontra (Ruiz-Olmo et al. 2001a; Ruiz-Olmo et al. 2002; Ruiz-Olmo & Jiménez 2009).

Da osservazioni effettuate nel 2005 (un'estate particolarmente calda) in un torrente nell'area sottostante l'Università di Évora (Alentejo, Portogallo meridionale), è stato notato come questo, nonostante fosse completamente secco, venisse regolarmente utilizzato dalle lontre (oss. pers.).

Vi erano, infatti, numerose e cospicue latrine in cui erano visibili anche escrementi freschi della specie ed una lontra è stata fotografata, tramite trappole fotografiche, mentre era impegnata in attività di *grooming* proprio nel letto secco del torrente (Quaglietta 2008). Nel corso della stessa campagna di osservazioni, è stata registrata la frequentazione da parte di lontre di un invaso artificiale in un'area limitrofa.

Si tratta di poche evidenze da cui sono nati, però, alcuni interrogativi circa il comportamento della lontra in un ambiente del genere. Le ragioni per le quali le lontre continuassero a frequentare torrenti nonostante non vi fosse acqua risiedevano, forse, nella vegetazione ripariale presente in quel torrente, che può fornire riparo e rifugi diurni, permettendo allo stesso tempo una dislocazione rapida al limitrofo invaso artificiale, che costituisce l'unico serbatoio d'acqua (e dunque prede) nella zona in quella stagione? E questi invasi artificiali, sono davvero degli ambienti subottimali per la specie o invece ne permettono l'esistenza in aree caratterizzate da periodi di forti stress idrici? E quanto ed in che modalità vengono utilizzati? L'uso varia con le stagioni? Ovvero, durante i periodi di maggiore abbondanza d'acqua le lontre diminuiscono l'intensità d'utilizzo dei sistemi lentici per concentrarsi maggiormente su quelli lotici, come suggerito dalla maggior parte degli studi esistenti in letteratura? E l'organizzazione socio-spaziale della specie, come varia in funzione di questa marcata variabilità ambientale? In estate, quando l'acqua si concentra principalmente negli invasi, le lontre sono forzate a convivere in spazi più ristretti o, al contrario, mettono in atto comportamenti di dispersione o migrazione per evitare condizioni di "sovraffollamento"? E come conseguenza, gli *home-range* variano con la stagionalità? Ad una maggiore percentuale di alveo secco durante l'estate corrisponde un incremento nell'estensione dell'*home-range* e, viceversa, durante la stagione "umida" gli *home-range* si contraggono? In generale, l'elevata variabilità idrica dei torrenti mediterranei e della continua alternanza tra stagione secca ed umida, come influenzano il comportamento della lontra?

Con l'intento di provare a rispondere a questi quesiti, l'Alentejo (Portogallo meridionale) è stato scelto come area di studio per il presente progetto di dottorato, in considerazione del fatto che con il suo clima mediterraneo e una fitta rete idrografica costituita da piccoli sistemi fluviali e numerosi invasi artificiali di ogni dimensione, esso offriva un'opportunità rilevante per la comprensione di alcuni aspetti dell'ecologia e del comportamento di questo mustelide in un ambiente mediterraneo. Oltre al succitato interesse suscitato dalla secca degli ambienti ripariali durante l'estate, e dunque ad una curiosità sull'uso dell'*habitat* in relazione alle stagioni e agli *habitat* lentici/lotici e sull'estensione degli *home-range* in funzione della disponibilità d'acqua, i

fattori che hanno portato a designare questa regione del Portogallo come area di indagine sono principalmente legati a quella che si può definire come una “ottima logistica”: la presenza diffusa della specie oggetto di studio è già stata riferita, il che costituisce sicuramente un buon punto di partenza. Appare chiaro, infatti, come il poter contare su un’elevata presenza della specie oggetto di studio in progetti di cattura e *radio tracking* costituisca un fondamentale presupposto per il successo del progetto stesso. Il fatto che vi fossero indizi di presenza di lontra in fiumi a cento metri circa dal Dipartimento di Biologia dell’Università di Évora lasciava denotare importanti potenzialità, insieme alla presenza, alle spalle del citato edificio, dell’ospedale veterinario, che avrebbe permesso brevissimi tempi di rilascio degli animali catturati, con il conseguente benefico effetto sullo stress degli animali e sulla qualità dello studio intrapreso (Ó Néill et al. 2009).

Il progetto di dottorato (denominato OPA – *Otter Project in Alentejo*) è stato svolto nell’Alentejo centro-meridionale, nei dintorni della città di Évora, dall’aprile 2007 ad ottobre 2010, in collaborazione con il Professor António Mira dell’Università di Évora.

Lo studio si è avvalso di un approccio misto, che ha portato alla cattura e successivo *radio tracking* di individui selvatici di una popolazione portoghese di *Lutra lutra*, l’applicazione di tecniche molecolari e la raccolta di animali rinvenuti morti nell’area di studio, permettendo di approfondire una serie di conoscenze sull’ecologia ed il comportamento della lontra in un contesto mediterraneo.

Nei paragrafi della tesi verranno descritte le conoscenze acquisite circa aspetti critici dell’ecologia e del comportamento della lontra quali: l’estensione delle aree vitali, i *pattern* d’attività e di movimento e la relazione di questi con diversi variabili ambientali (in particolar modo di quelle descrittive della disponibilità d’acqua); il sistema sociale e il comportamento di *dispersal*, studiati attraverso metodi radio-telemetrici e molecolari; l’uso e la selezione dell’*habitat* (con particolare riferimento agli ambienti lentici e lotici); ed alcuni aspetti demografici. Verrà, infine, descritto lo sviluppo del sistema GPS GSM-GPRS di basso costo e la sua sperimentazione su esemplari di lontra (quest’ultimo lavoro è stato recentemente pubblicato in Quaglietta et al. 2012).

2.2 Base teorica

2.2.1 Organizzazione socio-spaziale

La conoscenza del sistema sociale di una specie costituisce un pre-requisito fondamentale per una corretta gestione e conservazione delle sue popolazioni (Macdonald et al. 2000). Esso, infatti, influenza ad esempio flusso e diversità genetica e dinamica delle popolazioni (Singleton & Hay 1983; Morin et al. 1994) ed il suo studio permette la stima della densità effettiva di una popolazione (Komdeur & Deerenberg 1997; Creel 1998; Kruuk 2006).

Informazioni sulla socialità e sul comportamento rivestono, inoltre, un ruolo importante anche in studi filogenetici ed evolutivi (Cahan et al. 2002; Veron et al. 2004), o in epidemiologia e nella dispersione di malattie attraverso vettori animali (Böhm et al. 2008 ; Cullingham et al. 2008).

Molti studi sono stati effettuati sull'organizzazione sociale nei mammiferi (es. Macdonald 1983; Kruuk & Macdonald 1985; Sandell 1989; Gittleman 1989; Gorman et al. 2006).

Tra i Carnivora, essi hanno sorprendentemente riguardato soprattutto specie sociali (Dalerum 2005; Dammhahn & Kappeler 2009), pur essendo queste soltanto il 10-15 % delle specie appartenenti all'ordine (Gittleman 1989). Ciò è probabilmente dovuto alle abitudini criptiche delle specie solitarie (Dammhahn & Kappeler 2009), che le rendono più difficili da osservare e studiare (Kruuk 2006).

Da tali studi emergono diverse evidenze che l'organizzazione sociale nei mammiferi è estremamente variabile anche a livello intraspecifico e che la variabilità può dipendere da una serie di fattori tra i quali l'area di studio, lo stato sociale dell'individuo, la variabilità annuale (Sandell 1989; Clutton-Brock 1989; Lott 1991; Johnson et al. 2000) e la disponibilità di risorse chiave (vd revisioni in Powell 2000 e per i carnivori: Litvaitis et al. 1986; Azevedo & Murray 2007). Anche quando le risorse non sono limitanti, le popolazioni di carnivori sembrano regolarsi in base alla territorialità ed interazioni aggressive (studi citati in Azevedo & Murray 2007). Anche a livello familiare, nei mustelidi è stata riscontrata una notevole flessibilità (Hornocker et al. 1983; Erlinge & Sandell 1986; Sandell 1989; Creel & Macdonald 1995; Kruuk & Moorhouse 1991; Johnson et al. 2000).

Frequentemente l'elevata variabilità riscontrata nell'organizzazione sociale delle specie animali ha portato alcuni autori ad affermare che nello studio del comportamento sociale è più opportuno riferirsi a variabili continue dipendenti quali il "*breeding group size*" piuttosto che utilizzare una classificazione ordinale ed arbitraria o dicotomica come quella indicata dai termini "sociale" o "non sociale" o "solitaria" (Kruuk & Moorhouse 1991; Johnson et al. 2000). Tali definizioni, infatti, possono essere erroneamente interpretate. Una delle definizioni più ricorrenti di specie

“solitaria” riguarda quegli individui che non presentano comportamenti cooperativi e che si incontrano spazialmente isolati nella maggior parte del tempo tranne che per l'accoppiamento (Sandell 1989). Tuttavia, questa definizione non chiarisce quali siano il tipo ed il grado di interazioni tra gli individui, ovvero come e quanto essi interagiscano in termini spazio-temporali. Altri autori (es. Kays et al. 2000) propendono per un *continuum* di socialità, tra gli estremi dei comportamenti solitari e sociali. Un comportamento solitario, infatti, può anche implicare interazioni ridotte; ciò nonostante i conspecifici possono comunque riconoscersi e vivere in un complesso sistema sociale (Waser & Jones 1983; Gompper & Wayne 1996).

Kappeler e van Schaik (2002) hanno definito tre componenti principali di sistemi sociali in primati che, secondo Dalerum (2007), si applicano anche ad altri mammiferi, incluso i carnivori: (1) l'organizzazione sociale, che descrive i *pattern* di distribuzione spazio-temporale degli individui, ad esempio attraverso gli *home-range*; (2) la struttura sociale, che descrive i *pattern* delle interazioni sociali e delle relazioni tra individui; (3) il sistema d'accoppiamento, che descrive i *pattern* sociali e genetici della riproduzione tra individui.

La socialità nei carnivori può riflettersi nei *pattern* di **organizzazione spaziale** delle popolazioni (e.g. Erlinge 1995; Azevedo & Murray 2007; Pitt et al. 2008) e della **parentela** tra individui (Hughes 1998; Gompper et al. 1998; Storz 1999; Cutrera et al. 2005; Fredsted et al. 2005; Maher 2009a,b). Questi due aspetti permettono dunque d'acquisire indicazioni circa l'organizzazione e la struttura sociale di una specie. Anche lo studio delle **interazioni sociali** tra gli individui viene ritenuto un primo passo verso la comprensione dell'organizzazione socio-spaziale di una popolazione (Reppucci et al. 2009), permettendo di valutare i possibili effetti della territorialità sull'uso dello spazio degli animali monitorati (Kernohan et al. 2001).

Nei paragrafi seguenti verrà inquadrato più specificamente ognuno dei tre aspetti.

2.2.1a Home-range

I carnivori sono dotati di diversi *pattern* di uso dello spazio (Macdonald 1983; Kelt & Van Vuren 2001; Benson et al. 2006). Come detto, tali differenze esercitano un forte effetto sulla struttura stessa delle loro popolazioni, ad esempio influenzandone l'organizzazione sociale, i sistemi di accoppiamento e la demografia (Bekoff & Daniels 1984; Rubenstein & Wrangham 1986; apud Moorcroft & Lewis 2006; Clutton-Brock 1989).

Un concetto strettamente connesso all'organizzazione spaziale di una specie è quello dell'area vitale o *home-range* (HR). Un concetto antico quanto l'ecologia (Darwin 1859; Kie et al. 2010).

Una delle definizioni più antiche e citate di *home-range* è senz'altro quella di Burt (1943): lo spazio utilizzato da un animale durante le sue normali attività (ricerca del cibo, accoppiamento,

allevamento della prole, etc.). Da allora molto si è discusso sulla validità del concetto stesso di *home-range* (e.g. Gautestad & Mysterud 1995; e vedi le revisioni di Powell 2000, Kernohan et al. 2001 e Kie et al. 2010). Una delle definizioni operative più utilizzate per descrivere l'*home-range* è quella che identifica un'area a cui è associata una determinata probabilità di occorrenza di un individuo in un dato intervallo temporale (Kernohan et al. 2001). La probabilità di occorrenza può essere quantificata attraverso una distribuzione di utilizzo (*Utility Distribution - UD*), che descrive le localizzazioni di un animale nel tempo con una distribuzione di frequenza relativa (Worton 1987, 1989).

Tra i motivi di dibattito circa il concetto di HR, figura quello riguardo cosa si dovesse considerare appartenente alle “normali attività” di un animale (Powell 2000; Kie et al. 2010). Di conseguenza la scelta di eliminare o meno alcune localizzazioni (*fix*) dal campione, ed eventualmente decidere poi quali, risulta importante. Una convenzione attualmente abbastanza diffusa è quella di escludere il 5% dei *fix* totali, considerandoli *outlier* (Powell 2000).

Prima di procedere eventualmente all'analisi dell'*home-range*, poi, è necessario testare se gli animali monitorati mostrano un uso ricorrente dello stesso spazio vitale (*site fidelity*) (Powell 2000; Kernohan et al. 2001). In alcuni casi, infatti, essi si spostano di continuo nel territorio, ampliando progressivamente l'area utilizzata, e quindi una definizione del loro *home-range* è praticamente impossibile (per es. *Ursus americanus*, Swihart & Slade 1985a,b).

Un altro fattore che limita fortemente la comprensione delle dinamiche animali legate agli *home-range* è la mancata conoscenza di quello che è il “*radius of perception*” dell'animale (Powell 2000) e la familiarità dello stesso nei confronti dell'area in cui vive, anche in termini di memoria (Borger et al. 2008; Dalziel et al. 2008, 2010; Wolf et al. 2009; Van Moorter et al. 2009; Gautestad & Mysterud 2010). Il frequente fallimento nel rilevare le differenze imputabili agli individui, al sesso, alla casualità, rende ancor più complicate le cose.

Anche dal punto di vista metodologico, l'HR presenta notevoli difficoltà di studio. Per la sua stima esistono, infatti, una serie di opzioni, ma non c'è un metodo in assoluto che soddisfi tutti i requisiti di precisione ed accuratezza (Powell 2000; Borger et al. 2008; Kie et al. 2010).

Nonostante le problematiche riportate, la stima dell'HR rimane un concetto fondamentale in ecologia, in quanto l'HR ha conseguenze in molti processi ecologici, quali la distribuzione ed abbondanza degli organismi, la selezione dell'*habitat*, dinamiche preda-predatore, struttura di comunità ed altri (Powell 2000; Kernohan et al. 2001; Kenward 2001; López-Sepulcre & Kokko 2005; Borger et al. 2008; Kie et al. 2010).

Ed in effetti lo studio degli HR ha prodotto un'ampia bibliografia, con applicazioni nel campo della modellistica ecologica (e.g. Moorcroft et al. 1999; Borger et al. 2006; Moorcroft & Lewis

2006; Getz et al. 2007; Barnett & Moorcroft 2008; Dalziel et al. 2008; Mitchell & Powell 2008; Moorcroft & Barnett 2008; Keating & Chery 2009; Van Moorter et al. 2009; Gautestad & Mysterud 2010; Morales et al. 2010), della conservazione (e.g. Saltz et al. 2000; O'Donnell 2001; Tucker et al. 2001; Grigione et al. 2002; Gehring & Swihart 2004; Lopez-Bao et al. 2010) e del comportamento (e.g. O'Donnell 2001; Grigione et al. 2002; Gehring & Swihart 2004; Mitchell & Powell 2007; Dalziel et al. 2008; Van Moorter et al. 2009; Gautestad & Mysterud 2010).

Una delle conseguenze della grande mole di lavori e discussioni prodotte circa l'*home-range* è che recentemente sta emergendo un *framework* che tende ad unificare la teoria e ad identificare le metodologie più adatte. Dagli ultimi lavori pubblicati appare evidente, infatti, una certa preferenza per l'applicazione di modelli meccanicistici di *home-range* (Moorcroft et al. 1999; Moorcroft & Lewis 2006; Borger et al. 2008; Barnett & Moorcroft 2008; Moorcroft & Barnett 2008; Van Moorter et al. 2009; Kie et al. 2010; Smouse et al. 2010), che permettono di valutare una serie di ipotesi ecologiche competitive sui determinanti dei *pattern* di HR e di risalire ai meccanismi di causa-effetto esistenti tra questi e le diverse forme del comportamento di movimento individuale, arrivando dunque anche a percepire il significato evolutivo del fenomeno (Moorcroft & Lewis 2006). Si tende, inoltre, ad una visione d'insieme, che riesca ad intrecciare HR e selezione dell'*habitat* (o delle risorse) in un unico concetto ed una unica metodologia (e.g. Rhodes et al. 2005; Borger et al. 2008; Christ et al. 2008; Horne et al. 2008; Moorcroft & Barnett 2008).

Le dimensioni degli *home-range* variano spesso sia a livello inter che intraspecifico, in dipendenza di svariati fattori, tra cui: taglia corporea (e.g. Gittleman & Harvey 1982; Lindstedt et al. 1986; Moorcroft & Lewis 2006; Ottaviani et al. 2006), grado di socialità/territorialità, eterogeneità del paesaggio; abbondanza e dispersione (e loro variabilità) nella distribuzione delle risorse, interazione con altre specie, presenza/assenza di un sito di alimentazione o riposo centrale, stagionalità, stato e comportamento riproduttivo, e latitudine (e.g. Macdonald 1983; Powell 2000; Grigione et al. 2002; Moorcroft & Lewis 2006; Jędrzejewski et al. 2007; Mitchell & Powell 2007; Ferguson et al. 2009; Loveridge et al. 2009).

Un'ipotesi spesso accostata ai carnivori, sia a livello inter che intraspecifico, è la *Resource Dispersion Hypothesis* (RDH – Macdonald 1983; Kruuk & Macdonald 1985). Una delle predizioni di tale ipotesi è quella secondo la quale la dimensione degli *home-range* sarebbe determinata dal grado di dispersione delle risorse (tra cui quella trofica) sul territorio. Sebbene tale ipotesi sia stata spesso ritenuta semplicistica (es. Revilla & Palomares 2002; Revilla 2003a,

2003b), alcuni ricercatori (in special modo anglosassoni) continuano a ritenerla potenzialmente e/o parzialmente valida (es. Valenzuela & Macdonald 2002; Johnson et al. 2003a, 2003b; Eide et al. 2004; Somers & Nel 2004; Dell'Arte & Leonardi 2005; Rosalino et al. 2005; Kruuk 2006).

La variabilità spesso mostrata da una singola specie nell'estensione dei propri HR mostra, ad ogni modo, la grande abilità dei carnivori ad aggiustare i propri *pattern* di uso dello spazio in funzione dell'eterogeneità ambientale riscontrata e delle condizioni sociali in cui essi si trovano (Gittleman & Harvey 1982; Litvaitis et al. 1986; Erlinge 1995; Gehrt & Fritzell 1998; Powell 2000; Azevedo & Murray 2007; Pitt et al. 2008).

2.2.1b Parentela

La parentela può essere stimata partendo da conoscenze specifiche sugli individui di una popolazione (Csillery et al. 2006). Ciò è tuttavia spesso improbabile in popolazioni selvatiche (Queller & Goodnight 1989; Janečka et al. 2006), in quanto osservazioni dirette con riconoscimento individuale ad una scala fine ed a lungo termine sono piuttosto difficili da realizzare (ma vedi Clutton-Brock & Sheldon 2010).

Un'alternativa è costituita da metodi di genetica molecolare (Hughes 1998; Di Fiore 2003; DeYoung & Honeycutt 2005). L'utilizzo di marcatori molecolari è sempre più diffuso in studi ecologici aventi l'obiettivo di stimare la parentela in una popolazione selvatica di animali (Selkoe & Toonen 2006).

Tra i marcatori più comunemente usati vi sono i microsatelliti, unità corte, ripetute in tandem, da 1 a 6 nucleotidi. Essendo segmenti corti, si amplificano facilmente attraverso PCR, mantendosi stabili anche in DNA già frammentato (Taberlet et al. 1999; Hung et al. 2004). Tali caratteristiche li rendono ideali per l'identificazione degli individui in genetica forense e in campionamenti non invasivi. Essendo selettivamente neutri e obbedendo alle leggi dell'eredità mendeliana, sono utili anche negli studi della parentela.

L'associazione spaziale tra individui imparentati è un fenomeno documentato in alcuni studi in diverse specie di mammiferi (e.g. Wimmer et al. 2002; Ratnayeke et al. 2002; Hazlitt et al. 2004; Støen et al. 2005; Biek et al. 2006; McEachern et al. 2007; Frantz et al. 2008; Croteau et al. 2010). In questi studi è stato osservato che i *pattern* di parentela tra gli individui non occorrono di forma casuale, ma sono relazionati con la distanza geografica.

Uno dei fattori che può influenzare fortemente il *pattern* della parentela è il comportamento riproduttivo o il sistema d'accoppiamento di una specie (Fredsted et al. 2007). Frequentemente, infatti, l'accoppiamento non occorre a caso tra gli individui di una popolazione, ma è condizionato dalle relazioni di dominanza e riguarda un numero limitato di individui, risultando

così in un ridotto grado di differenziazione genetica tra i discendenti di questi ultimi (Di Fiore 2003).

Una strutturazione spaziale della parentela può essere causata anche dai *pattern* di **dispersione** propri della specie (Kenward et al. 2002; Biek et al. 2006; Støen et al. 2005; Croteau et al. 2010), in particolar modo in specie solitarie e territoriali (Støen et al. 2006).

2.2.1c Dispersal

In quasi tutte le specie di mammiferi, uno dei due sessi si disperde mentre l'altro sesso è filopatrigo, stabilendosi in aree prossime al sito d'origine (Greenwood 1980; Chesser 1991; Lawson Handley & Perrin 2007), sebbene esistano alcune eccezioni, in cui sono entrambi i sessi a disperdersi (Mech & Boitani 2003 apud Blanco & Cortés 2007; Ferreras et al. 2004, i quali, tuttavia, hanno documentato una tendenza lievemente maggiore nei maschi; Dalerum 2007; Fredsted et al. 2007; Macdonald et al. 2008). Più frequentemente sono gli individui di sesso maschile a disperdersi (Greenwood 1980; Smale et al. 1993) e la filopatria invece è un fenomeno principalmente femminile (Waser & Jones 1983; Chesser 1991), anche se anche in questo caso vi sono eccezioni (e.g. Kays et al. 2000; Randall et al. 2007; Huck et al. 2008). Nelle specie in cui la dispersione è condizionata dal sesso (*sex-biased*), ci si attende che gli individui del sesso filopatrigo siano più imparentati tra loro rispetto al sesso dispersore (Di Fiore 2003), come documentato in alcuni studi (e.g. Gompper et al. 1998; Peakall et al. 2003; Støen et al. 2005; Hazlitt et al. 2004; Croteau et al. 2010).

La comprensione del comportamento di dispersione delle specie animali rappresenta un elemento chiave in molti studi teoretici, evolutivi ed applicati (Hamilton & May 1977; Koenig et al. 1996; Turchin 1998; Kenward et al. 2002; Clobert et al. 2004; Sudgen & Pennisi 2006; Kokko & Lopez-Sepulcre 2006; Cote et al. 2010). Il *dispersal*, infatti, consente la sopravvivenza di piccole popolazioni dall'estinzione, permette l'espansione dei territori, la ricolonizzazione di *patch* non abitate e regola la capacità e la modalità di una specie a rispondere a cambiamenti ambientali (Turchin 1998; South et al. 2002; Kokko & López-Sepulcre 2006) inclusi i climatici (Araujo et al. 2006; Massot et al. 2008), rivestendo un ruolo fondamentale nella conservazione delle specie (Macdonald & Rushton 2003; Weaver et al. 1996; Trakhtenbrot et al. 2005), particolarmente in paesaggi frammentati (Levins 1969, 1970 apud Clark & Mangel 2000; Pulliam 1988; Hanski 1999; Hanski & Thomas 1994; Baillie et al. 2000 apud Kenward et al. 2002; Amarasekare 2004; Hanski & Gaggiotti 2004; Clobert et al. 2004; Cushman et al. 2010).

La conoscenza delle capacità e modalità di dispersione da parte dei ricercatori è fondamentale anche in chiave della gestione e conservazione delle popolazioni animali (Macdonald & Rushton

2003; Kokko & López-Sepulcre 2006; Ciucci et al. 2009). Dati sul *dispersal* consentono, infatti, di realizzare svariati modelli ecologici, fra i quali quelli in grado di predire il diffondersi di geni, il corso di invasioni o il successo di una reintroduzione (es. Rushton et al. 1997; South et al. 2000 apud South et al. 2002), i modelli di metapopolazione (es. Akçakaya & Atwood 1997 apud South et al. 2002), gli *individual-based movement model* (es. Turchin 1998), gli *spatially explicit population model* (SEPMs) (es. South et al. 2002; Kenward et al. 2002; Macdonald & Rushton 2003; Wiegand et al. 2004) e gli ancor più specifici *spatially explicit dispersal model* (SEDM – es. Ruckelshaus et al. 1997; Kramer-Schadt et al. 2004) e, se fossero maggiormente disponibili, rivestirebbero un ruolo ancor più essenziale anche nella modellistica sui cambiamenti climatici (Araujo et al. 2006; M. Araujo com. pers.).

Le cause che spingono gli animali a disperdersi dal sito d'origine possono essere varie e non sempre facili da identificare o distinguere (Clobert et al. 2004; Clobert et al. 2008). Tra le ipotesi più tradizionali vi sono quelle concernenti l'esigenza di evitare la competizione intraspecifica, per risorse o accoppiamenti, e l'incrocio tra individui consanguinei (Greenwood 1980; Dobson 1982; Smale et al. 1993; Creel & Macdonald 1995; Sinclair et al. 2006; South et al. 2002; Amarasekare 2004; Støen et al. 2006). In generale, comunque, nessuna di queste ipotesi è mutualmente esclusiva, preferendosi intendere la dispersione come un comportamento dipendente dall'interazione di diversi fattori (Dobson & Jones 1985; Clobert et al. 2004; Clobert et al. 2008), nonché da singole caratteristiche individuali quali la "personalità" (Cote et al. 2010). Riguardo il primo fattore, quello della competizione, in letteratura è stato frequentemente dibattuto se il *dispersal* fosse strettamente associato a condizioni di elevata densità di individui (Lambin et al. 2001; Støen et al. 2006; Macdonald et al. 2008). Recenti studi condotti su micromammiferi (Amarasekare 2004) e su grandi carnivori (Støen et al. 2006) apportano conferme in tal senso.

Oltre alle cause, per una realizzazione affidabile dei modelli ecologici è importante la comprensione dei meccanismi che determinano la dispersione di una specie e la modalità in cui essa avviene. Capire ovvero oltre al perché anche il quando, in che modo e direzione un animale disperde e dove e perché questi finisce poi con lo stabilirsi (Andreassen et al. 2002; Nathan et al. 2008).

Nonostante la grande rilevanza del *dispersal* argomentata sinora, la maggior parte dei modelli ecologici è stata criticata o ritenuta poco affidabile proprio per la mancanza o pochezza dei dati concernenti il *dispersal* (Bart 1995; Turner et al. 1995; Wennergren et al. 1995; Ruckelshaus et al. 1997; apud South et al. 2002; Turchin 1998; South 1999) o per il loro *bias* (es. Koenig et al. 1996).

Le cause di tale scarsità di dati sul *dispersal* risiedono principalmente nella difficoltà di previsione del fenomeno ed in quelle tecniche della sua identificazione e monitoraggio (Kenward et al. 2002; Kokko & López-Sepulcre 2006; Blanco & Cortés 2007) e rendono proprio il *dispersal* il fattore meno compreso in biologia della conservazione (Macdonald & Johnson 2001 apud Kenward et al. 2002) e più “evitato” negli studi ecologici (vd revisione in Turchin 1998; Clobert et al. 2004).

2.2.1d Interazioni sociali

La conoscenza degli *home-range* e delle dinamiche di uso dello spazio da parte di animali radio-monitorati può essere utilizzata per aumentare la comprensione delle interazioni sociali tra individui nello spazio e nel tempo, un concetto chiave in ecologia (Kernohan et al. 2001).

Quest’ultime vengono solitamente distinte in interazioni statiche (grado di sovrapposizione tra *home-range* o territori di individui confinanti) e dinamiche (grado di evitamento o attrazione reciproco tra due individui aventi *home-range* adiacenti o confinanti) (Doncaster 1990; Powell 2000; Kenward 2001; Kernohan et al. 2001).

Lo studio di queste interazioni può offrire importanti risvolti riguardo al comportamento sociale delle specie animali, i loro sistemi riproduttivi, le scelte individuali di uso dello spazio e delle risorse e la trasmissione di malattie (Sandell 1989; McDonough 2000; Powell 2000; Kenward 2001; Kernohan et al. 2001; Böhm et al. 2008), oltre a risultare particolarmente utile quando il grado di socialità di una specie potrebbe essere non ancora ben determinato e più flessibile del previsto (Gorman et al. 2006; Böhm et al. 2008).

Ciononostante, anche in questo caso, studi che abbiano tentato di indagare tali aspetti sono molto ridotti di numero, specialmente per quanto riguarda specie di mammiferi di medie-grandi dimensioni quali i carnivori ed in particolare quelle più criptiche ed elusive (Powell 2000; Kernohan et al. 2001; Böhm et al. 2008). Per poter, infatti, svolgere questo tipo di analisi è necessario avere dati sulla distribuzione spazio-temporale di vari individui viventi nella stessa area, e ciò, laddove osservazioni dirette non sono possibili, è ottenuto preferenzialmente attraverso tecniche radio-telemetriche (Kenward 2001), che possono essere particolarmente dispendiose.

Le inferenze ottenibili da questi studi sono, infine, limitate da problematiche riguardanti i protocolli di campionamento (per l’ottenimento dei dati) ed i sistemi di analisi (White & Garrott 1990; Powell 2000; Kernohan et al. 2001).

2.2.2 Ritmi d'attività

Lo studio dei *pattern* d'attività rappresenta un filone di ricerca spesso isolato in ecologia, con approcci teorici ed una modellistica poco sviluppati e la maggior parte degli studi svolti in laboratorio (Halle & Stenseth 2000; Fernández-Duque 2003).

Eppure, la comprensione delle dinamiche che spingono un organismo ad adattarsi in funzione dell'ora del giorno, delle stagioni e di altri fattori esterni costituiscono un campo d'indagine ritenuto essenziale in ecologia, in quanto comprendente un'intera gamma di aspetti quali quelli morfologici e fisiologici oltre che comportamentali (Enright 1970 apud Halle & Stenseth 2000; Daan & Aschoff 1982 apud Fernández-Duque 2003).

La conoscenza dei *pattern* d'attività di una specie animale, inoltre, fornisce informazioni sulla sua *life history* e viene pertanto considerata importante anche per lo sviluppo di piani di conservazione, particolarmente per specie in pericolo (Hwang & Garshelis 2007).

Per la maggior parte degli animali, infatti, le fasi circadiane (giorno/notte) costituiscono forse la più importante influenza sul bilancio costi-benefici, in termini di fitness, di molti dei comportamenti intrapresi dagli individui (Sibly 2000). Questi sarebbero il risultato di adattamenti a pressioni selettive e spingerebbero alla massimizzazione della fitness ed alla minimizzazione del rischio di mortalità (Daan 1981 apud Halle & Stenseth 2000; Sibly 2000).

I *pattern* d'attività riguardano due principali aspetti della vita di un animale: il corretto *timing* (quando conviene intraprendere una determinata azione) e l'aggiustamento del proprio comportamento ai cicli ed alla variabilità dell'ambiente esterno (Halle 2000).

Le strategie evolutesi come adattamento ai cicli di luce/oscurità sono principalmente due: un animale viene definito diurno quando esso compie la maggior parte della propria attività locomotoria durante il giorno; notturno quando la maggiore attività si manifesta di notte. Eccezioni e vie intermedie sono rappresentate dall'attività crepuscolare, ultradiana, aciclica (Bartness & Albers 2000).

Nei mammiferi l'orologio biologico viene condizionato da numerosi fattori ambientali, quali la temperatura e la disponibilità di cibo, fisiologici, quali ormoni o l'età dell'individuo, e sociali (Halle & Stenseth 2000).

Grande è la variabilità anche a livello intraspecifico, come dimostrato da una serie di studi riguardanti specialmente micromammiferi (vd revisione in Halle & Stenseth 2000). In particolare, i ritmi d'attività sono attesi come particolarmente variabili laddove anche l'ambiente esterno è altamente imprevedibile, mentre scelte dell'animale basate sulla memoria temporale e l'apprendimento in funzione del tempo rappresentano forse la strategia evolutiva stabile (ESS - Maynard Smith & Price 1973) in un ambiente omogeneo (Halle 2000).

La maggior parte dei mammiferi attuali è diurna (Zielinski 2000), sebbene si pensa che i progenitori fossero notturni (McNab 1978; Kemp 1982 apud Zielinski 2000).

Tuttavia la maggior parte dei carnivori, inclusi i mustelidi, è notturna o crepuscolare (Gittleman 1986 apud Zielinski 2000). I loro *pattern* d'attività sembrano essere influenzati, oltre che dai fattori già citati, da variazioni nella temperatura diurna, interferenze con competitori, limitazioni nel sistema visivo, rischio di predazione, comportamento sociale, disponibilità delle prede e termoregolazione comportamentale (vd revisione in Zielinski 2000).

Diversi studi sui ritmi d'attività dei carnivori hanno contemplato la variabilità legata alle stagioni. Una ridotta attività durante l'inverno è stata ad esempio documentata in ursidi, procionidi e mustelidi e tendenzialmente considerata un adattamento allo stress termico (Ewer 1973 apud Zielinski 2000; Erlinge 1979) o alla maggiore disponibilità di prede (es. Zielinski 1988; Lodé 1995).

Pochi sono invece gli studi atti ad investigare le possibili influenze di fattori meteorologici e microclimatici sui ritmi d'attività di carnivori (Beltran & Delibes 1994). Dai pochi studi effettuati emergono, tuttavia, indicazioni che l'attività può essere limitata da un forte vento (Taylor 1993 apud Zielinski 2000), dalla pioggia (Ables 1969 apud Beltran & Delibes 1994), soppressa dalla luna piena (Zielinski 2000) ed in generale influenzata dalla temperatura e dalle fasi lunari (Beltran & Delibes 1994; Di Bitetti et al. 2006; Kauhala et al. 2007). Spesso i fattori ambientali risultano di non immediata identificazione perché il loro effetto può manifestarsi sotto forma di interazioni. E' il caso, ad esempio, documentato da Garshelis e Pelton (1980, apud Beltran & Delibes 1994), su una popolazione di orsi neri che erano meno attivi durante la pioggia ma lo erano di più tre ore dopo la cessata precipitazione. Nei primati è stata documentata la forte influenza dell'interazione tra la temperatura ambientale e le fasi lunari (Fernández-Duque 2003; Fernández-Duque et al. 2010).

Una peculiarità dell'ordine dei Carnivora è senz'altro quella che le sue prede, gli erbivori, sono esse stesse regolate da cicli circadiani, che ne determinano la disponibilità (Zielinski 1988). Ciò spinge un predatore a cacciare quando le probabilità di cattura delle proprie prede sono maggiori, ovvero quando queste sono maggiormente disponibili e/o vulnerabili. Il predatore può sincronizzare la propria caccia sia quando la sua preda è attiva sia quando essa è inattiva. Tale scelta dipende da una serie di bilanci quali, ad esempio, quelli riguardanti la mobilità della specie preda e la facilità di cattura ad essa legata, il tipo di rifugio in cui la preda può nascondersi e la tipologia dei sensi maggiormente adoperata nella caccia dal predatore (Zielinski 2000; Kruuk 2006).

Anche il sistema d'accoppiamento poliginico della maggior parte dei mustelidi (Powell 1979) può fortemente influenzare la frequenza d'attività. I maschi, infatti, nel tentativo di visitare e riprodursi con quante più femmine possibili, sono soggetti ad un aumento del tempo speso in movimento dovuto alla ricerca delle partner ed al conseguente incremento dei costi metabolici (Zielinski 2000). Dall'altro lato, individui femmina di alcune specie di carnivori presentano in alcuni casi delle differenze nei ritmi circadiani a seconda dei loro diversi stadi riproduttivi (Theuerkauf et al. 2003; Kolbe & Squires 2007; Schmidt et al. 2009). Anche in alcune specie di mustelidi, individui di sesso femminile hanno mostrato ritmi d'attività aritmici o comunque diversi dagli individui di sesso maschile quando si incontravano in allattamento (Marcelli et al. 2003) e diurni contrariamente agli altri stadi notturni quando in gravidanza (Zalewski 2001).

2.2.3 Movimenti

Molte delle osservazioni riportate circa l'importanza dello studio dell'attività e ancor più del *dispersal* e della mancanza di studi specifici in proposito, sono comuni anche allo studio delle dinamiche e modalità di movimento delle popolazioni animali, anch'esse ritenute rivestire un ruolo chiave in ecologia e in biologia (Turchin 1998; Nathan et al. 2008).

Lo studio dei movimenti delle specie animali ha infatti sofferto di carenze e di uno sviluppo tardivo nella teoria e nell'applicazione modellistica (vd revisioni in Turchin 1998 e in Holyoak et al. 2008; Holden 2006; Nathan et al. 2008). Nathan e collaboratori (2008), in particolare, ci fanno notare come dai tempi in cui Aristotele (in Nussbaum 1978) scriveva sull'esigenza di capire le dinamiche e le cause nei movimenti animali non è cambiato molto e siamo ancora all'oscuro di molti dei principi che li regolano. Per questo motivo, essi propongono un *framework* concettuale per lo studio e la modellistica del movimento animale, al fine di uniformare e motivare questo filone di ricerca, nel tentativo di colmare quella lacuna per una metodologia standardizzata nello studio dei movimenti animali ripetutamente segnalata già in precedenza (es. Turchin 1998: 2).

Lo studio dei *pattern* di movimento (generalmente la distanza percorsa tra radio-localizzazioni, gli angoli che intercorrono tra le successive posizioni degli animali e la velocità a cui essi si muovono) permette di avere un'idea di come un animale utilizzi lo spazio all'interno del proprio *home-range* fornendo, al contempo, un'indicazione sui costi energetici associati al movimento degli animali (Kenward 2001). Il comportamento di movimento, infatti, è utilizzato dagli animali mobili per massimizzare la loro fitness con l'accesso a risorse critiche e minimizzare i rischi di predazione e competizione (Cushman 2010). Sottraendo o aggiungendo un individuo ad una popolazione, il movimento risulta un processo in grado di condizionare in modo critico la stessa

demografia di una popolazione, alterare le interazioni interspecifiche, consentire l'essenziale variabilità genetica e salvare in sintesi popolazioni dall'estinzione (Turchin 1998; Andrews et al. 2010).

I *pattern* di movimento nei carnivori sono condizionati da una serie di fattori, tra i quali il grado di competizione intra e interspecifica, la distribuzione delle risorse trofiche, il sistema d'accoppiamento e la frammentazione del paesaggio (studi previamente citati per quanto riguarda l'organizzazione spaziale ed il *dispersal* nei carnivori).

Sino a poco tempo fa, ovvero prima dell'avvento della tecnologia GPS e la sua applicazione in biologia delle popolazioni, era praticamente impossibile ottenere dati che permettessero di associare in modo robusto e significativo le traiettorie di movimento alle condizioni ecologiche presenti su larga scala e in paesaggi complessi (Patterson et al. 2008; Cushman 2010) e gli studi sul movimento animale erano principalmente ristretti a situazioni semi-artificiali/cattività o riguardavano animali dalle limitate capacità motorie (studi citati in Van Moorter et al. 2010).

Ad oggi, invece, collari GPS vengono utilizzati sempre più frequentemente (Cagnacci et al. 2010), permettendo l'acquisizione di dati fondamentali per capire a fondo il comportamento di movimento degli animali e l'associazione tra questo e l'ambiente (Cushman 2010; Van Moorter et al. 2010), fornendo numerose informazioni anche circa le connessioni tra il comportamento individuale e le caratteristiche del paesaggio (Patterson et al. 2008; Dalziel et al. 2010).

La maggior parte degli studi oggi esistenti e concernenti i *pattern* di movimento trae le sue origini dai modelli di simulazione di movimento chiamati *random walk model* e viene tradizionalmente diviso in due approcci classici, quello lagrangiano (riassumibile come quello a livello dell'individuo) e quello euleriano (livello di popolazione) (Turchin 1998; Moorcroft & Lewis 2006).

Nonostante la grande mole di studi intrapresi sinora (vedi revisioni in Cushman 2010 e Dalziel et al. 2010), tuttavia, la comprensione delle dinamiche influenzanti spazio-temporalmente il comportamento di movimento delle popolazioni animali rimane vaga e piena di lacune (Dalziel et al. 2010), probabilmente a causa di differenze pratiche e concettuali (Turchin 1998) e della scarsità di indagini sulla variabilità individuale (Austin et al. 2004).

2.2.4 Selezione dell'*habitat*: un argomento fondamentale da conoscere quanto difficile da investigare

Conoscere le esigenze in termini di *habitat* della fauna è ritenuto una componente critica nello studio delle popolazioni animali e nella loro conservazione e gestione (e.g. Garshelis 2000; Ciucci et al. 2003).

Studi di selezione/preferenza d'*habitat* vengono di norma condotti con lo scopo di acquisire conoscenze circa le tipologie d'*habitat* di cui le popolazioni animali necessitano, allo scopo di proteggere queste ultime, garantendo la sopravvivenza di specie animali rare o in pericolo d'estinzione (Garshelis 2000) e di restaurarne gli *habitat* (Morrison 2002). Un'approfondita conoscenza di queste tematiche, inoltre, permette di costruire una serie di modelli ecologici e di testare l'affidabilità e la predicibilità di modelli previamente costruiti, quali, ad esempio, quelli di idoneità ambientale (Garshelis 2000; Manly et al. 2002). Senza dati sull'utilizzo o selezione dell'*habitat* di una specie poco si può fare per evitare che *habitat* importanti per la stessa vengano distrutti o depauperati, con potenziali conseguenze negative dirette e imponderabili sulle sue popolazioni. Inoltre, conoscere il comportamento di selezione dell'*habitat* delle specie animali può darci informazioni circa alcuni dei meccanismi inerenti la selezione naturale (Rosenzweig & Abramsky 1986 apud Garshelis 2000; Brown 1998; Manly et al. 2002; Vincent & Brown 2005).

Già accordarsi sul significato della parola “*habitat*” non è semplice, in quanto varie definizioni gli sono state date nella letteratura ecologica e biologica, con conseguente generazione di confusione ed usi erranei di tale concetto/parola (per una completa ed aggiornata trattazione del problema si veda Garshelis 2000; Morrison 2002; Gaillard et al. 2010).

Inoltre, è stata fatta confusione in letteratura anche circa i termini selezione e preferenza d'*habitat* (Garshelis 2000; Manly et al. 2002; Morrison 2002), mentre i due nomi non indicano necessariamente lo stesso fenomeno.

Una delle definizioni di selezione dell'*habitat* più comunemente usata nel campo della biologia delle popolazioni è quella del processo tramite il quale degli individui scelgono una tipologia (o componente) d'*habitat* (Johnson 1980). Ciò può avvenire gerarchicamente, ovvero a differenti scale spaziali, da quella dell'areale geografico della specie, sino a quella di *microhabitat* (ad esempio all'interno di un sito di alimentazione), passando per quella interna all'*home-range* (Johnson 1980).

La preferenza di una risorsa, invece, sarebbe la conseguenza di tale processo (Morrison 2002), ovvero la “probabilità che una risorsa venga selezionata se offerta in egual misura rispetto ad

altre” (Johnson 1980). Un'altra definizione di preferenza è la seguente: quel processo che porta all'utilizzo di un *habitat* disproporzionatamente rispetto agli altri, stante una diversa disponibilità d'*habitat* (Manly et al. 2002; Aarts et al. 2008).

In pratica, però, risulta spesso difficile distinguere tra i due termini, in quanto la selezione d'*habitat* a scala geografica, ad esempio, potrebbe essere determinata geneticamente (Hutto 1985 apud Morrison 2002). Gli animali, poi, potrebbero avere innate preferenze per *habitat* anche se questi non sono disponibili (Peek 1986 apud Garshelis 2000), e ciò mostra ancor più come la distinzione tra selezione e preferenza d'*habitat* sia in realtà un artificio tecnico.

Ad ogni modo è evidente che, ai fini di una maggiore standardizzazione all'interno della comunità scientifica e nella comunicazione, è necessario operare delle definizioni chiare (Morrison 2002).

Nella presente ricerca, per evitare confusioni, si è utilizzato il termine selezione ed il termine preferenza facendo riferimento alla metodologia utilizzata ed alla sua referenza bibliografica. In particolare ci si riferirà a “selezione” quando si esporranno i risultati ottenuti in base al metodo classico dell'uso in relazione alla disponibilità (Neu et al. 1974; Manly et al. 2002), mentre si adotterà la definizione di “preferenza” utilizzata in un recente studio di preferenza d'*habitat* di una popolazione scozzese di foca grigia (*Halichoerus grypus*) monitorata tramite tecniche radio-telemetriche (Aarts et al. 2008): il rapporto tra l'uso di un *habitat* e la sua disponibilità, subordinata alla disponibilità di tutti gli *habitat* per gli animali considerati. Quando, invece, si parlerà di esigenze in termini d'*habitat* sensu lato, si utilizzeranno entrambi i termini nel seguente modo: “selezione/preferenza”.

Tra le principali difficoltà che si riscontrano quando si svolge uno studio di selezione/preferenza d'*habitat* di una specie animale, vi sono, come detto, quelle legate alla soggettività nel definire/identificare la disponibilità (Aebischer et al. 1993; Garshelis 2000; Morrison 2002; Aarts et al. 2008).

Soltanto gli animali oggetto dei nostri studi, infatti, possono avere una reale e completa percezione dell'ambiente ad essi circostante e delle loro possibilità di raggiungere una *habitat patch* piuttosto che un'altra, ovvero di quella che è la disponibilità d'*habitat*/risorse nell'ambiente. I ricercatori possono soltanto stimare quest'ultima, incappando, così, in una serie di errori potenziali inerenti la maggior parte degli studi di selezione d'*habitat* vertenti sulla disproporzionalità tra uso e disponibilità (vedi Aebischer et al. 1993; Garshelis 2000; Aarts et al. 2008).

Spesso, ad esempio, un *habitat* definito non selezionato (o addirittura evitato) in base al suo uso minore rispetto alla disponibilità potrebbe essere invece importante per la specie, così come un

habitat molto utilizzato ma presente nel territorio ugualmente in abbondanza non risulterebbe selezionato (Garshelis 2000). Inoltre, anche il numero di tipologie d'*habitat* influenza i risultati dei test statistici comunemente utilizzati in questi studi (Aebischer et al. 1993). La scala, sia spaziale che temporale, svolge poi chiaramente un ruolo chiave in questi processi, influenzando direttamente la disponibilità (Garshelis 2000). La stessa difficoltà, poi, legata al concetto di *home-range* ed alla sua identificabilità da parte dei ricercatori (vd par. 2.2.1.1), rappresenta un altro forte limite al concetto di disponibilità come da noi definita (Garshelis 2000).

Aarts e collaboratori (2008) hanno recentemente fornito una comprensiva e chiara illustrazione dei problemi che si possono incontrare quando si intraprende uno studio di selezione/preferenza d'*habitat* di una popolazione animale radio-monitorata.

Tra questi, ricordiamo: la difficoltà, per i ricercatori, di ottenere dati di qualità circa le variabili ambientali realmente condizionanti l'utilizzo dello spazio da parte degli animali in quel dato momento temporale; vari tipi di correlazione nei dati raccolti (ad esempio quelle tra alcune delle variabili ambientali utilizzate nei modelli; quella spesso insita nella propria distribuzione delle specie animali; quella tra le radio-localizzazioni di uno stesso animale); campionamenti non bilanciati tra i diversi individui monitorati; la difficoltà insita nel monitorare gli animali in alcune tipologie d'*habitat*, che genererebbe *bias* nel quadro della disponibilità generale; ed il fatto che il processo di selezione/preferenza d'*habitat* è influenzato da tanti fattori e pertanto non sempre facilmente identificabile in una relazione lineare.

A questi punti bisogna aggiungerne, poi, almeno altri tre: quello inerente l'errore insito in ogni triangolazione e pertanto nella conseguente radio-localizzazione (White & Garrott 1990; Frair et al. 2010), che apporta problemi nella definizione/identificazione dell'uso dell'*habitat* da parte degli animali (Garshelis 2000); quello legato alla variabilità individuale presente tra quest'ultimi (vedi Borger et al. 2006; Gillies et al. 2006; Duchesne et al. 2010; Fieberg et al. 2010) - la maggior parte degli studi effettuati sinora, infatti, raggruppa i campioni provenienti da più individui, nonostante questi siano di diverse età, sesso, stato sociale oppure riguardino diverse aree geografiche o stagioni ed anni (Garshelis 2000); e quello dettato dal fatto che i processi di selezione dell'*habitat* sono molto probabilmente mediati da effetti densità-dipendenti (Morris 1987; Hobbs & Hanley 1990; Garshelis 2000; Fortin et al. 2009; Mobæk et al. 2009; McLoughlin et al. 2010; Morris & MacEachern 2010).

Numerosi sono inoltre i rischi associati al tipo di analisi statistica applicata (vedi Allredge & Ratti 1986; Garshelis 2000; Manly et al. 2002). Tra i vari metodi utilizzati sinora il più comune è senza dubbio quello delle *Resource Selection Function* (RSF) (Manly et al. 1993, 2002). Per una completa trattazione dei vantaggi e svantaggi inerenti le varie tecniche adottate in letteratura,

oltre al già citato lavoro di Garshelis (2000) si rimanda a recenti revisioni effettuate da Bastille-Rousseau et al. (2010), Beyer et al. (2010), Duchesne et al. (2010), Fieberg et al. (2010) e Gaillard et al. (2010). Da queste revisioni, ad ogni modo, si evince quasi sempre il suggerimento ad intraprendere un approccio misto di analisi (e.g. Bastille-Rousseau et al. 2010), riunendo, ad esempio, metodi in precedenza utilizzati singolarmente per la selezione d'*habitat* e l'uso dello spazio e/o identificazione degli *home-range* (Rhodes et al. 2005; Christ et al. 2008; Horne et al. 2008) o di analizzare i *pattern* di movimento tramite modelli meccanicistici (Moorcroft & Lewis 2006; Moorcroft & Barnett 2008; Martin et al. 2009; Smouse et al. 2010) e gli *state-space model* (Patterson et al. 2008; Tremblay et al. 2009; Fieberg et al. 2010), pur essendo, i percorsi analitici appena descritti, ancora ai loro albori e difficili da applicare per la maggior parte dei biologi (Fieberg et al. 2010). Viene, inoltre, ritenuto importante incorporare la risposta funzionale delle popolazioni animali a cambiamenti o differenze nella disponibilità d'*habitat* (e.g. Mysterud & Ims 1998; Godvik et al. 2009; McLoughlin et al. 2010; Matthiopoulos et al. 2011), nonché l'elaborazione di modelli misti, in grado di contemplare la variabilità individuale (Gillies et al. 2006; Bolker et al. 2009; Duchesne et al. 2010; Fieberg et al. 2010). Viene, infatti, sempre più riconosciuta la complessità del comportamento animale e la necessità di tenerne conto quando si conducono indagini sulla selezione/preferenza d'*habitat*, in quanto quest'ultima è intrinsecamente legata alla memoria spaziale degli animali (Wolf et al. 2009; Gautestad & Mysterud 2010; Smouse et al. 2010) ed al concetto stesso di *site fidelity* (e.g. Gautestad & Mysterud 2010). Ancora, spesso viene sottolineata l'importanza di prolungare il periodo in cui gli studi vengono effettuati, in modo da poter ricavare informazioni circa la fitness individuale degli animali studiati e poterla così associare agli *habitat* selezionati (e.g. Gaillard et al. 2010). Ulteriori benefici potrebbero provenire dalla realizzazione di diversi modelli di selezione/preferenza d'*habitat* costruiti in base alle diverse attività degli animali oggetti di studio (ad esempio un modello sull'attività ed uno sul riposo) (Garshelis 2000), o ai due sessi (Conde et al. 2010), così come dalla comparazione di modelli costruiti in diverse aree geografiche o scale spaziali (Garshelis 2000; Finlayson et al. 2008), o in aree appartenenti ad uno stesso sito geografico ma caratterizzate da differenti disponibilità (Garshelis 2000).

In definitiva, la maggior parte degli autori concorda nel sostenere che, al momento, siamo all'oscuro delle dinamiche che influenzano la scelta e l'uso di una tipologia d'*habitat* da parte degli animali e sull'esigenza, dunque, di migliorare la metodologia inerente la collezione e l'analisi dei dati comportamentali legati all'uso dello spazio delle popolazioni animali (e.g. Garshelis 2000; Hirzel & Le Lay 2008; McLoughlin et al. 2010).

2.3 Stato delle conoscenze

2.3.1 Organizzazione socio-spaziale nei Lutrinae

I Mustelidi sono la famiglia ecologicamente più diversificata tra i Carnivora (Wozencraft 1989). Essi sono normalmente accostati al modello classico dell'organizzazione sociale tipicamente territoriale, in particolar modo intrasessuale (Powell 1979), evidenziato anche in molte altre famiglie come Ursidae, Procyonidae, Viverridae e Felidae (Kruuk & Macdonald 1985). Tuttavia la loro organizzazione socio-spaziale è estremamente variabile, come documentato in numerosi studi (es. Hornocker et al. 1983; Erlinge & Sandell 1986; Sandell 1989; Kruuk & Moorhouse 1991; Creel & Macdonald 1995; Johnson et al. 2000).

Questa estrema variabilità nell'organizzazione socio-spaziale ed il fatto che in questa famiglia, se si eccettuano casi come quello documentato su alcune popolazioni di tasso (Woodroffe & Macdonald 1993), le uniche specie per le quali sia nota una vera e propria socialità sono tutte specie di lontre (Estes 1980, 1989; Hussain 1996 in Kruuk 2006; Blundell et al. 2002a, 2004; Gorman et al. 2006; Leuchtenberger & Mourao 2008), costituiscono elementi a favore dell'ipotesi di una certa plasticità nella socialità dei Lutrini (vd anche le revisioni in Johnson et al. 2000 e Kruuk 2006).

Questa variabilità nei sistemi sociali dei Lutrini può esprimersi anche come differenze inter e intra-specifiche nel grado di interazione e cooperazione tra individui, nella formazione di gruppi e nella presenza o assenza di gruppi di un unico sesso (Kruuk 2006).

Il comportamento gregario e cooperativo è noto nelle lontre giganti (*Pteronura brasiliensis*), animali organizzati in gruppi familiari, che cooperano nella difesa dei propri territori e nella cura della prole (Leuchtenberger & Mourao 2008).

Lutrogale perspicillata presenta un comportamento simile, vivendo in gruppi misti che si alimentano cooperativamente (Hussain 1996 apud Kruuk 2006).

Esistono anche esempi dalla gregarietà non cooperativa, come nel caso della lontra marina (*Enhydra lutris*), che, secondo la definizione precedentemente riportata (Sandell 1989), sarebbe da considerarsi come solitaria nonostante viva in gruppi. Il sistema sociale di questa specie è davvero peculiare, rassomigliando più a quello di altri mammiferi marini quali le foche che a quello di altre lontre (Kruuk 2006). Esse possono vivere in gruppi di centinaia o addirittura migliaia di individui, ma solamente dello stesso sesso (Estes 1980). I territori sembra vengano difesi soltanto dai maschi e soltanto durante il periodo riproduttivo (Riedman & Estes 1990).

Altre specie sembrano formare gruppi, quali *Aonyx cinerea* e *Lutra maculicollis*, sebbene manchino informazioni riguardo la loro composizione e sull'esistenza di cooperazione tra i membri (Sivasothi & Nor 1994 e Procter 1963 apud Kruuk 2006).

A livello intra-specifico una discreta flessibilità è stata riscontrata in una specie affine alla lontra eurasiatica, *Lontra canadensis*. In alcune aree questa specie sembra solitaria; in altre, come in Alaska, può vivere in gruppi, probabilmente come una strategia di cooperazione nella caccia (Blundell et al. 2002a, 2004; Gorman et al. 2006).

Il comportamento solitario, oltre che in *Lutra lutra* (vd par. successivo) viene riportato anche per *Lutra sumatrana* (Kruuk 2006), *Lontra longicaudis* (Lariviere 1999; Kruuk 2006) e *Lontra provocax* (Sepulveda et al. 2007).

2.3.2 Organizzazione socio-spaziale in *Lutra lutra*

La conoscenza del sistema sociale della lontra (*Lutra lutra*) è ancora colma di lacune, nonostante essa sia tra le specie di lontra più studiate al giorno d'oggi (Chanin 2003; Kruuk 2006; Ó Néill et al. 2009).

I pochi studi esistenti in questo campo sulla specie soffrono infatti di limiti strutturali dovuti al tipo di tecniche utilizzate quali le osservazioni dirette (Jenkins 1980; Kruuk & Moorhouse 1991; Kruuk 1995) oppure al limite nel numero di animali seguiti tramite *radio tracking* (e.g. Green et al. 1984; Kruuk & Moorhouse 1991; Beja 1996a; Ruiz-Olmo et al. 1995, 2001b, 2007; Durbin 1996a; Kruuk 2006), risultando così in un quadro generale poco chiaro e che lascia aperta l'ipotesi di una possibile flessibilità della specie nella sua organizzazione sociale (Kruuk & Moorhouse 1991; Kruuk 2006).

In quei pochi studi condotti con lo scopo di definire l'organizzazione socio-spaziale della specie, questa sembra rientrare nello schema classico dei mustelidi precedentemente citato (Powell 1979). In ambienti d'acqua dolce della Svezia, ad esempio, attraverso la tecnica della tracciatura su neve o substrato molle, Erlinge (1968) ha osservato una forte territorialità intra-sessuale, con entrambi i sessi che difendevano territori esclusivi. E, recentemente, Ó Néill et al. (2009) hanno apportato evidenze in favore della territorialità intra-sessuale in corsi d'acqua dell'Irlanda, attraverso radio-telemetria, anche se con dati contenenti un forte *bias* dovuto al fatto che le stime degli *home-range* siano state ottenute soltanto tramite localizzazioni diurne, pur non essendoci alcuna indicazione di una tale attività in quell'area.

Nonostante la scarsità di studi che potessero studiarne quest'aspetto, *Lutra lutra* è stata generalmente considerata una specie solitaria (Erlinge 1968; Mason & Macdonald 1986, Macdonald & Mason 1990; Kruuk 1995, 2006). Tuttavia, si rimarca come per poter classificare

una specie come solitaria occorrerebbe provare una ridotta occorrenza di interazioni dinamiche tra gli individui e l'assenza di cooperazione tra gli stessi (Sandell 1989). E studi che potessero verificare tali presupposti (analisi statistiche sulle interazioni dinamiche) mancano nella lontra eurasiatica, mentre esistono dati in merito riguardo una specie affine come la *L. canadensis* (Blundell et al. 2004; Gorman et al. 2006). Sia nel succitato studio irlandese (Ó Néill et al. 2009) che in altri studi di *radio tracking* condotti su questa specie (oltre a quelli sopramenzionati, caratterizzati da un basso campione, ciò riguarda anche studi condotti su un più ampio numero di animali come: Sjöåsen 1997; Saavedra 2002), infatti, la sovrapposizione temporale degli individui non è stata presa in considerazione.

I dati inerenti le interazioni sociali di questa specie disponibili si devono dunque quasi essenzialmente alle osservazioni dirette svolte nelle isole Shetland da Kruuk e i suoi collaboratori, seppur, come detto, non sono state fornite valutazioni statistiche sul grado di interazione dinamica tra gli individui. Tali dati sono, invece, del tutto assenti in contesti dalle forti variabilità climatiche, con conseguenze sulla disponibilità trofica, quale quelli mediterranei (Kruuk 2006; Ó Néill et al. 2008).

La formazione di “*group range*” documentata nella popolazione di lontre in ambiente costiero della Scozia, precisamente nelle isole Shetland, costituisce un elemento a favore di una possibile plasticità anche all'interno del sistema sociale di questa specie (Kruuk & Moorhouse 1991). In questo studio, realizzato attraverso osservazioni dirette, sono stati descritti gruppi di entrambi i sessi con territori sovrapposti. Tuttavia, gli autori affermano che le femmine con *range* sovrapposti passavano la maggior parte del tempo isolate o con la prole ed evitavano interazioni con altre rappresentati del gruppo, e che vi erano comportamenti aggressivi verso animali estranei al gruppo, così come in generale tra individui di sesso maschile.

Risultati simili erano stati precedentemente descritti sempre in Scozia da Jenkins (1980), riguardanti stavolta un ecosistema d'acqua dolce. Secondo questo autore, in condizioni di alta densità le lontre potevano coesistere nello stesso territorio, seppur evitando la sovrapposizione temporale tra loro.

Una certa condivisione di territorio da parte di individui di sesso femminile è stata documentata anche in due fiumi cinesi, tramite tecniche di genetica non invasiva (Hung et al. 2004). Tuttavia, la tecnica utilizzata e la durata non eccessiva dello studio (8 mesi), rappresentano dei limiti alle inferenze ivi fatte: non si può esser certi che gli individui campionati fossero adulti e con territori stabili. I gruppi descritti potrebbero infatti essere composti da giovani femmine, che risiedevano ancora con la madre. Inoltre, mancano dati di sovrapposizione temporale tra gli individui di ogni gruppo.

In generale, la condivisione di territorio da parte di gruppi non sembra comunque costituire il *pattern* più diffuso nell'areale della specie. Ciononostante, la variabilità geografica notata finora nel sistema sociale della specie, lascia presupporre che questo possa, anche in questo caso, doversi intendere più come un *continuum* che essere definito semplicisticamente come solitario o sociale (vd par. 2.2.1).

Uno degli aspetti meno noti e maggiormente meritevole di approfondimenti dell'organizzazione spaziale di questa specie è probabilmente quello del suo *ranging behaviour* negli ecosistemi d'acqua dolce mediterranei. L'acqua in questi sistemi è, infatti, spesso fortemente frammentata durante la stagione estiva, e ciò condiziona la distribuzione e la disponibilità delle principali prede della lontra e di conseguenza sembra influenzare la demografia nelle popolazioni della stessa (Ruiz-Olmo et al. 2002, 2005b, 2007).

Nonostante i sopracitati studi abbiano apportato importanti evidenze circa i possibili effetti della variabilità idrica sulla lontra, rimangono perlopiù irrisposte questioni quali in che modo le lontre fronteggiano le grandi siccità estive e come le notevoli conseguenze in termini idrici e di disponibilità trofica di quest'ultime modificano le abitudini ad esempio riguardo l'utilizzo dello spazio della specie.

Comprendere meglio questi aspetti appare dunque prioritario per la conservazione delle lontre mediterranee e ciò è tanto più vero se si considera l'accresciuto grado di minaccia rappresentato dai probabili effetti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi acquatici (Abell 2002; Matthews & Marsh-Matthews 2003). Essi, infatti, rappresentano una minaccia potenzialmente elevata per la lontra, dal momento che, come già detto (vedi par. 2.1.2), da alcuni modelli predittivi risulta una forte diminuzione, proprio a causa dei cambiamenti climatici, dell'*habitat* idoneo per alcune specie ittiche (Wenger et al. 2011) e di anfibi (dunque animali sempre legati ad ambienti acquatici) (Araujo et al. 2006) e che recentemente è stato pubblicato uno studio che prevede una diminuzione fino al 40 % nei prossimi cinquant'anni nella disponibilità di *habitat* idoneo proprio per la lontra ed in Portogallo, a causa degli effetti dei cambiamenti climatici (Cianfrani et al. 2011).

2.3.2a Dispersal e struttura spaziale genetica in *Lutra lutra*

In letteratura è riportato un unico caso di *dispersal* per questa specie, riguardante un maschio di una popolazione d'ambiente d'acqua dolce scozzese che, all'età di un anno circa, ha cominciato a disperdersi (Jenkins 1980). La distanza percorsa da questo individuo, identificata tramite il

rilevamento di isotopi radioattivi (precedentemente iniettati nell'animale) in escrementi nella nuova area occupata dallo stesso, è di 68 km.

Non si sa se la dispersione avvenga in uno solo o in entrambi i sessi. Un recente studio di genetica non invasiva ipotizza che essa possa riguardare soltanto i maschi, ma le evidenze fornite in questo studio non sono tali da permettere un maggiore margine di sicurezza su quest'ipotesi (Janssens et al. 2008) e riguarderebbero, ad ogni modo, una popolazione ricolonizzante un'area previamente inoccupata e dunque potenzialmente differenti da quelle che potrebbero riguardare popolazioni di lontra residenti e stabili. Ancor più recentemente, è stata documentata dispersione preferenzialmente maschile (Koelewijn et al. 2010), ma anche in questo caso non è dato sapere quanto questi dati siano estendibili a popolazioni selvatiche di lontra nel loro ambiente d'origine in quanto riguardano una popolazione reintrodotta in Olanda.

La quasi totale assenza di dati sul *dispersal* in questa specie è incoerente con le esigenze di conservazione della stessa. Proprio questo tipo di dati, infatti, sono stati ritenuti fondamentali per una corretta pianificazione di aree protette per la specie dopo che in uno studio molecolare britannico si era scoperto che in *Lutra lutra* il flusso genico possa essere spazialmente ristretto (Dallas et al. 2002). L'isolamento da distanza documentato in questo studio in popolazioni spazialmente continue di lontra avveniva ad una scala di 100-150 km. Le ragioni dell'isolamento secondo gli autori possono essere varie, un insieme di fattori intrinseci, come filopatria o poliginia, ed estrinseci, come barriere topografiche o dovute ad *habitat* non idonei (Dallas et al. 2002).

L'isolamento da distanza è stato sinora documentato soltanto su scala globale. Oltre al già citato studio su popolazioni di lontra del Regno Unito, ciò è avvenuto in uno studio tedesco (Cassens et al. 2000), la cui metodologia, basata su mtDNA, è stata tuttavia ritenuta poco adatta (Dallas et al. 2002), ed in uno studio che ha riguardato campioni provenienti da tutta Europa (Mucci et al. 2010). Nell'ultimo studio è stato riscontrato isolamento da distanza in Portogallo, ad una scala intorno ai 410 km (Mucci et al. 2010).

Tutti gli studi citati hanno riguardato una scala anche temporale molto grande, con campioni spesso riguardanti collezioni museali, cadaveri investiti e dunque senza grande connessione temporale tra gli stessi, e con sospetti *bias* a favore degli individui che si disperdono per quanto riguarda i risultati sull'isolamento da distanza (Dallas et al. 2002).

Soltanto in uno studio francese (Janssens et al. 2008), la scala spaziale adottata è inferiore (a livello di bacino idrografico), così come quella temporale, riferendosi, quest'ultima, ad un periodo di poche generazioni. L'intento di questo studio è stato quello di determinare la struttura spaziale di questa popolazione che si stava espandendo dopo una recente ricolonizzazione

dell'area, e di identificare le direzioni di dispersione ed eventuali barriere. I risultati di questo studio non hanno evidenziato alcun *pattern* indicativo di isolamento da distanza e la spiegazione, secondo gli autori, risiede nelle ridotte dimensioni dell'area di studio ed al fatto che questo riguardasse una popolazione soltanto recentemente ricolonizzante. Gli autori hanno riscontrato anche un potenziale effetto della pendenza sui movimenti di dispersione delle lontre tra due bacini idrografici, sebbene essi stessi affermino che tali risultati sono da interpretare con cautela (Janssens et al. 2008).

2.3.3 Ritmi d'attività e movimenti nei Lutrinae

Anche nel campo degli studi ecologici sui mustelidi è raro che vengano intrapresi indagini con l'obiettivo specifico di indagare i ritmi d'attività, e ciò comporta la scarsità di tale tipologia di dati in questa famiglia e poche possibilità di svolgere analisi qualitative (Zielinski 2000).

I carnivori spendono la maggior parte del loro tempo inattivi (es. Palomares & Delibes 2000) e ciò sembra avvenire anche nei Lutrini (Estes et al. 1986; Nolet & Kruuk 1989; Medina-Vogel et al. 2007).

Questi possono essere sia diurni che notturni e mostrano una discreta variabilità stagionale e geografica anche a livello intraspecifico (vd revisione in Kruuk 2006).

Le lontre marine (*Enhydra lutris*) sembrano attive sia di giorno che di notte, con picchi al crepuscolo e, in alcune zone, dopo la mezzanotte (Riedman & Estes 1990). In particolare Estes e collaboratori hanno mostrato come siano presenti forti differenze tra individui di sesso maschile e femminile e tra femmine con o senza prole.

Le lontre giganti (*Pteronura brasiliensis*) sono prevalentemente diurne (Rosas et al. 2007; Leuchtenberger & Mourao 2008; V. Fonseca oss. pers.).

La lontra marina (*Lontra felina*) è stata descritta come diurna in alcune aree (Ostfeld et al. 1989) sebbene Medina-Vogel e collaboratori ritengono tali risultati un *bias* dovuto al metodo utilizzato dai precedenti autori, ovvero le osservazioni dirette. In un loro studio di *radio tracking*, infatti, i 6 esemplari di lontra marina monitorati sono risultati afasici (Medina-Vogel et al. 2007).

Metodi di studio e mancanza di dati a riguardo limitano notevolmente le informazioni riguardo l'attività delle specie di lontra asiatiche e africane (Kruuk 2006) e la lontra neotropica (*Lontra longicaudis*), che sembra essere diurna nelle regioni del Pantanal e dell'Amazzonia, in Brasile, ma notturna in altre aree (H. Kruuk oss. pers.; V. Fonseca oss. pers.).

La **lontra eurasiatica** (*Lutra lutra*) sembra essere notturna nella maggior parte delle aree (Mason & Macdonald 1986; Kruuk 1995, 2006; Garcia de Leaniz et al. 2006), sebbene vi siano

eccezioni quale quella rappresentata dalla popolazione costiera di lontre delle isole Shetland, in Scozia (Kruuk & Moorhouse 1990).

Tuttavia i *pattern* d'attività di questa specie rimangono poco chiari (Garcia de Leaniz et al. 2006) e le informazioni piuttosto scarse e non robuste dal punto di vista statistico. Tutti o quasi gli studi concernenti l'attività di questa specie sono stati infatti svolti tramite tecniche indirette e soggette a *bias* quali *snow-tracking*, *spraint survey* e osservazioni dirette, o tramite scanner (Garcia de Leaniz et al. 2006). Anche quest'ultimo studio non è immune da limiti inferenziali, dal momento che gli scanner sono stati montati in soli tre siti ed in un'area di pochi chilometri, per cui i dati forniti hanno probabilmente riguardato solo pochi individui tra cui probabili nuclei familiari costituenti dati dunque "autocorrelati", essendo la specie solitaria e territoriale (Kruuk 1995). Quei pochi studi che hanno invece optato per tecniche radio-telemetriche hanno riguardato un basso numero di animali (Green et al. 1984; Beja 1996a), mentre nell'unico precedente studio di *radio tracking* su questa specie dotato di un buon campione non sono state effettuate indagini sui ritmi d'attività (Ó Néill et al. 2009).

Nel contesto mediterraneo le evidenze circa il comportamento d'attività della specie sono ancora più scarse, essendovi anche qui limitazioni nel numero di animali monitorati: 2 in Ruiz-Olmo et al. (1995) (mentre negli altri studi dello stesso autore dotati di un campione maggiore non sono forniti dati inerenti l'attività) e 4 (tutti di sesso femminile) in Beja (1996a). Quest'ultimo costituisce, come detto, l'unico studio di *radio tracking* di *Lutra lutra* precedentemente realizzato in Portogallo, in cui era stata notata un'attività prevalentemente notturna ed un'elevata percentuale (circa il 70 %) di inattività. Tuttavia, il *bias* dovuto al sesso degli animali marcati ed il basso numero di quest'ultimi rendono tali dati non rappresentativi dell'intera popolazione (Beja 1996a).

Mancano, infine, del tutto studi che tentino di mettere in relazione l'attività delle lontre con descrittori ambientali.

Anche studi riguardanti i *pattern* di **movimento** nelle specie di lontra sono piuttosto rari, a causa delle difficoltà nel seguire le lontre senza dover ricorrere a tecniche radio-telemetriche (Melquist & Hornocker 1983). I dati esistenti, ottenuti proprio tramite telemetria, quasi sempre sono di carattere descrittivo e si limitano a quantificare le distanze percorse da pochi animali radio-monitorati, poco rappresentativi della popolazione studiata, senza fornire indicazioni circa la possibile variabilità nei movimenti in funzione dell'individuo, dell'età o del sesso né dicono alcunché sulle relazioni con variabili ambientali.

Tra gli studi effettuati vi è quello di Somers e Nel (2004), sui *pattern* di movimento della Lontra del Capo (*Aonyx capensis*). Questo articolo, pur avendo l'espressione “*movement pattern*” nel titolo, fornisce unicamente la distanza media più prossima tra successive radio-localizzazioni di sette lontre monitorate ed è in realtà maggiormente basato sull'estensione degli HR in funzione della dispersione delle risorse, in un tentativo di testare la RDH (descritta nel par. 2.2.1a).

Uno studio con un campione maggiore di animali è quello riguardante un estensivo progetto di *radio tracking* della *Lontra canadensis* intrapreso negli anni '80 (Melquist & Hornocker 1983). Anche in questo caso, tuttavia, il carattere delle analisi è puramente descrittivo, venendo riportati i principali *pattern* di movimento quali le distanze percorse tra localizzazioni successive.

In *Lutra lutra* la situazione è molto simile. Vi è una semplice descrizione delle distanze percorse giornalmente e, in alcuni casi, stagionalmente, da pochi individui. Ciò riguarda sia animali monitorati tramite tracciatura su neve o substrato molle in studi pionieristici sull'organizzazione socio-spaziale della specie (Erlinge 1967) sia lontre radio-monitorate (Green et al. 1984; Ruiz-Olmo et al. 1995; Durbin 1996a). Lo stesso avviene in uno studio costituito da un campione più robusto, quello di Sjöåsen (1997), il quale tuttavia riguarda una popolazione di lontra reintrodotta. Infine, anche nell'unico studio di *radio tracking* di esemplari selaviti e di una popolazione nativa di lontra eurasiatica dotato di un discreto numero di animali marcati, quello svolto da Ó Néill e collaboratori (2009), manca qualsiasi riferimento a dati di questo genere.

2.3.5 Selezione dell'*habitat* nei Lutrinae

Nonostante il notevole numero di studi condotti sull'ecologia delle diverse specie di lontra, pochissimi sono quelli che hanno avuto come obiettivo quello di indagare le esigenze in termini di *habitat* di una specie di lontra tramite tecniche che ne permettano un'inferenza robusta, soprattutto per quanto riguarda il terzo ordine di selezione (Johnson 1980), ovvero quello all'interno degli *home-range* individuali.

La maggior parte degli studi svolti ha invece riguardato essenzialmente tecniche “indirette”, con l'intento di mettere in relazione il numero e/o la distribuzione di indizi di presenza di lontra (*spraint* nella maggior parte delle occasioni, ma anche impronte in studi di *snow-tracking* ad esempio) ed una serie di variabili ambientali presumibilmente aventi un ruolo nella selezione dell'*habitat* da parte della lontra, non permettendo, così, di fornire indicazioni circa il reale utilizzo dell'*habitat* da parte delle lontre.

Tra questi studi vi sono quelli effettuati da Carugati et al. (1995) su due specie africane (*Aonyx capensis* e *Lutra muculicollis*), da Anoop e Hussain (2004) su *Lutra perspicillata*, da LeBlanc et al. (2007) su *Lontra canadensis* (quest'ultimo ristretto alla sola stagione estiva) e da Gallant et al.

(2009) sempre su *Lontra canadensis* (coinvolgendo sia conteggio degli *spraint* che *snow-tracking*, ma riguardante la sola stagione invernale).

Tra i lavori pubblicati che abbiano riguardato l'utilizzo del *radio tracking*, salvo poche eccezioni (vedi, ad esempio, lo studio proveniente dagli Stati Uniti su lontra marina - *Enhydra lutris* – di Laidre et al. 2009), molti sono limitati dal numero di animali monitorati (Somers e Nel 2004, ad esempio, hanno monitorato sette lontre del capo - *Aonyx capensis*) o dal metodo puramente descrittivo utilizzato (Melquist & Hornocker, 1983). Esistono, inoltre, limiti nelle inferenze statistiche estraibili a livello di popolazione. Sepúlveda et al. (2007), ad esempio, hanno ottenuto in Cile un discreto numero di lontre (*Lontra provocax*) monitorate (N = 10), ma le analisi effettuate riguardanti la selezione dell'*habitat* mostrano molti dei limiti descritti in precedenza (vd par. 2.2.4), in particolare non fornendo indicazioni circa la variabilità individuale o non controllandola per giungere a conclusioni sull'intera popolazione (e.g. Gillies et al. 2006; Duchesne et al. 2010; Fieberg et al. 2010).

2.3.6 Selezione dell'*habitat* in *Lutra lutra*

Il quadro descritto nel paragrafo precedente è applicabile anche alla lontra eurasiatica.

Lo studio dell'uso dello spazio e della selezione dell'*habitat* richiederebbe, infatti, preferenzialmente l'impiego di tecniche radio-telemetriche, essendo elevate le difficoltà nell'osservazione diretta della specie nella maggior parte dei paesi in cui è presente (Kruuk 1995, 2006; Ó Néill et al. 2009); mentre, anche nel caso di questa specie, la maggior parte degli studi effettuati riguardo le sue esigenze d'*habitat* ha tradizionalmente riguardato principalmente la densità o la distribuzione di *spraint* (e.g. Macdonald et al. 1978; Jenkins & Burrows 1980; Macdonald & Mason 1983; Bas et al. 1984; Beja 1992; Prenda & Granado-Lorencio 1996; Prenda et al. 2001).

Ciò è tanto più sorprendente se si pensa al fatto che si è ampiamente dibattuto circa l'affidabilità di tecniche indirette quali il conteggio del numero e/o la distribuzione degli *spraint* come metodi per inferire l'utilizzo dello spazio e dell'*habitat* da parte della lontra (Jenkins & Burrows 1980; Jefferies 1986; Kruuk et al. 1986; Kruuk & Conroy 1987; Mason & Macdonald 1986, 1987) e che ancor oggi questo assunto costituisca un argomento particolarmente controverso e degno di nota (Gallant et al. 2007; Guter et al. 2008; Calzada et al. 2009; Guter et al. 2009; Quaglietta et al. 2009b) ed ulteriori studi in merito vengano auspicati (H. Kruuk com. pers.).

Nonostante ciò, studi che tentano di risalire alla determinazione dell'importanza di caratteristiche dell'*habitat* per la lontra dal numero degli *spraint* e dalla disposizione di quest'ultimi nello spazio geografico continuano ancor oggi, data la loro facile realizzabilità e bassi costi associati. Recentemente, ad esempio, sono state applicate analisi elaborate quali le reti neurali, allo scopo di identificare quali variabili ambientali condizionino maggiormente l'uso dell'*habitat* da parte della lontra in Korea (Cho et al. 2009). Tale studio, tuttavia, è incentrato su due porzioni di reticolo idrografico di appena 3,6 e 6 km. Le inferenze ottenute sono pertanto probabilmente riferibili al comportamento di una o due lontre e non estendibili a livello dell'intera popolazione. Anche nel campo della modellistica ecologica, il numero e/o la presenza di *spraint* viene tuttora utilizzata come surrogato per l'utilizzo dello spazio da parte della lontra (e.g. Barbosa et al. 2001, 2003, 2010; Loy et al. 2009; Ottaviani et al. 2009; Cianfrani et al. 2010). Anche gli studi che hanno utilizzato l'approccio delle osservazioni dirette (Kruuk 1995, 2006; Ruiz-Olmo et al. 2005c) appaiono soggetti a varie fonti di *bias*, quali, ad esempio, la soggettività nella scelta dei tratti, della scala e delle ore/periodi campionati.

Soltanto in pochissimi casi (Kruuk et al. 1993; Durbin 1998; Ruiz-Olmo et al. 2007) è stata invece indagata la correlazione tra *habitat* e indici di uso dello spazio da parte della lontra mediante tecniche radio-telemetriche. In questi studi, tuttavia, è sempre presente una forte limitazione riguardante il campione di animali monitorati e/o la durata del loro monitoraggio (Durbin 1998; Ruiz-Olmo et al. 2007), mentre nel primo caso (Kruuk et al. 1993) la valutazione sull'*habitat* ha riguardato esclusivamente l'ampiezza dell'alveo fluviale.

Si sottolinea, inoltre, come l'uso di alcune variabili considerate nei precedenti studi appaia quasi mai "esaustivo", ovvero inerente vari aspetti. Ad esempio, generalmente viene considerato soltanto l'*habitat* nella sua componente abiotica (Macdonald et al. 1978; Jenkins & Burrows 1980; Macdonald & Mason 1983; Bas et al. 1984; Beja 1992; Prenda et al. 2001; Cho et al. 2009), mentre molto raramente questo è stato trattato insieme ad informazioni circa le risorse trofiche presenti in un approccio combinato (Prenda & Granado-Lorencio 1996; Kruuk et al. 1993; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2007, 2011), nonostante ciò sia considerato necessario e sia stato spesso auspicato (Kruuk 2006; J.W.H. Conroy com. pers.). Tale mancanza si deve probabilmente alle difficoltà insite nel campionamento delle specie preda, ed al fatto che spesso questo viene condotto in periodi diversi e con scopi iniziali diversi ed i cui dati vengono poi riutilizzati in indagini sul comportamento della lontra, essendo piuttosto rari, invece, studi condotti sin dall'inizio con questo intento.

A tal riguardo, i già citati studi di Kruuk e collaboratori (1993) e Ruiz-Olmo e collaboratori (2007), sono forse gli unici sinora prodotti che uniscono dati di *radio tracking* a dati sulla disponibilità di prede. Tuttavia, nel primo caso, come detto, la valutazione sull'*habitat* (di N = 8 individui) ha riguardato esclusivamente l'ampiezza dell'alveo fluviale, mentre i dati sulla biomassa ittica sono molto limitati nel campione (Kruuk et al. 1993), mentre nello studio spagnolo (Ruiz-Olmo et al. 2007) il modo in cui sono state calcolate le disponibilità della fauna ittica e del gambero rosso della Louisiana non sembra del tutto chiaro e, forse, corretto. Sembra, infatti, che esso sia stato in parte dedotto dai resti delle prede, esse stesse soggette alla selezione da parte della lontra e dunque non necessariamente rappresentanti un indice affidabile della disponibilità in natura delle varie prede. Inoltre è stato considerato fisso in entrambe le stagioni, secca ed umida, mentre è ben nota l'elevata variabilità nell'abbondanza e dispersione della comunità ittica lungo il corso dei fiumi mediterranei (Mesquita et al. 2006; Magalhães et al. 2007).

Appare dunque prioritaria l'acquisizione di un maggior grado di conoscenze circa il comportamento di uso e selezione d'*habitat* di *Lutra lutra* a livello della sua *extent of occurrence*, ai fini di una corretta pianificazione delle strategie di conservazione delle popolazioni di quest'animale.

2.3.6a Lacune sull'uso/selezione di due tipologie d'habitat dall'idoneità particolarmente controversa: invasi artificiali e galleria ripariale

La peculiarità dell'ambiente acquatico in cui vive, rende la lontra particolarmente minacciata (Kruuk 2006), essendo il primo uno degli *habitat* più sensibili alle attività umane (Dynesius & Nilsson 1994; Naiman & Turner 2000). Anche dal punto di vista alimentare la lontra dipende strettamente dalla conservazione degli ecosistemi d'acqua dolce, nei quali trovano rifugio le prede acquatiche di cui essa si nutre (Mason & Macdonald 1986; Kruuk 1995, 2006; Chanin 2003).

La costruzione di **invasi artificiali**, dunque, può avere effetti potenzialmente piuttosto negativi sulla demografia e sulle dinamiche di popolazione di lontra, direttamente, in quanto potrebbe influenzarne/ridurne le capacità di movimento e/o dispersione, ed indirettamente, riducendo o in alcuni casi impedendo movimenti migratori di molte specie ittiche ed alterandone equilibri e composizioni (e.g. Holmquist et al. 1998; Collares-Pereira et al. 2000; Clavero et al. 2004; Filipe et al. 2004; Hladík et al. 2008), alterando il naturale deflusso d'acqua e la vegetazione ripariale sulle sponde, aumentando il grado di frequentazione umana e pertanto aumentando il rischio di

disturbo antropogenico, aumentando la profondità media dell'acqua e di conseguenza diminuendo (forse) le capacità di cattura della fauna ittica da parte della lontra (che di norma sembra preferire acque poco profonde per la caccia - Houston & McNamara 1994; Kruuk 1995, 2006), aumentando il rischio di introduzione di specie invasive con conseguenti danni/alterazioni alle popolazioni locali di specie native, con conseguenze ignote sull'ecologia del foraggiamento della lontra (Poff & Allan 1995; McCartney et al. 1999; Collares-Pereira et al. 2000; World Commission on Dams 2000; Prenda et al. 2006; Santos et al. 2008; Ruiz-Olmo et al. 2011).

L'effetto delle dighe sull'ecologia ed il comportamento della lontra è, in effetti, ampiamente discusso in letteratura, con la maggior parte degli autori che considera queste strutture *habitat* subottimali per la specie (Pedroso et al. 2004; Pedroso & Santos-Reis 2006, 2009; Pedroso et al. 2007; Sales-Luís et al. 2007; Basto et al. 2011) o addirittura nocivi o comunque dannosi a causa dell'alterazione del flusso d'acqua (es. Jiménez & Lacomba 1991; Ruiz-Olmo et al. 2001a; Michelot & Bendelé 1995, Macdonald & Mason 1984, 1994 apud Pedroso et al. 2007; Foster-Turley et al. 1990; Houston & McNamara 1994).

Nonostante tale dibattito ed il fatto che esistano studi in grado di certificare un certo impatto dei grandi invasi artificiali sulla biodiversità degli ecosistemi ripariali (e.g. Redford & Richter 1999), studi simili, o comunque dotati di dati "diretti" (i.e. *radio tracking*) sull'utilizzo delle dighe (e la sua modalità) da parte delle lontre che forniscano conclusioni robuste a riguardo non esistono ancora.

Aumentare il grado di conoscenze circa l'utilizzo degli invasi artificiali da parte di popolazioni di lontra e la loro idoneità come *habitat* (ed augurabilmente anche misure di fitness associate al loro utilizzo rispetto alla fitness di individui che non le utilizzano) sembra dunque una priorità piuttosto alta per la conservazione delle popolazioni attuali di lontra. Ciò è ancor più vero se si tiene in considerazione che meno di un terzo dei fiumi nel mondo scorre senza impedimenti (e la percentuale diminuisce ancora se ci si riferisce ai singoli paesi, come il 2% negli Stati Uniti) (Abramovitz 1996 apud Groom & Vynne 2006) e che il riscaldamento globale minaccia di ridurre ulteriormente la disponibilità di questa risorsa vitale quale è l'acqua.

La **vegetazione ripariale** crea un particolare microclima nell'*habitat* fluviale antistante, ove regola la temperatura dei fiumi (Whitledge et al. 2006), ne controlla la portata tramite i processi di evapotraspirazione (Naiman & Décamps 1997) e previene l'erosione delle sponde e l'inquinamento dell'acqua (Lowrance et al. 1984; Naiman & Décamps 1997), rivestendo pertanto un ruolo critico nel preservare gli ecosistemi lotici e nel mantenimento della biodiversità

(Tabacchi et al. 1990; Naiman et al. 1993) e delle aree terrestri circostanti le zone umide (Semlitsch & Bodie 2003).

Spesso poi essa è stata indicata come fattore in grado di fornire possibilità di copertura, protezione e dunque di rifugio ad un elevato numero di specie animali, anche dalle abitudini non strettamente acquatiche (Rondinini & Boitani 2002; Rondinini et al. 2006; Matos et al. 2009), nonché come importante corridoio ecologico per quelle specie che richiedono un'elevata connettività d'*habitat* (Noss 1990; Ndubisi et al. 1995).

Infine, un'abbondante vegetazione sulle sponde è considerata fondamentale per la sussistenza di comunità ittiche strutturate (es. Dale Jones III et al. 1999; Nayman & Latterell 2005).

Per i suddetti motivi appare chiaro come la preservazione di una fascia di vegetazione ripariale lungo i corsi d'acqua possa essere fondamentale ai fini della sussistenza di popolazioni di lontra. Tuttavia, anche riguardo al ruolo ed all'importanza della vegetazione ripariale per la lontra, pur essendosi discusso molto (e.g. Macdonald et al. 1978; Jenkins & Burrows 1980; Macdonald & Mason 1983; Bas et al. 1984; Green et al. 1984; Kruuk & Conroy 1987; Mason & Macdonald 1987; Lodé 1993; Beja 1996b; Prenda & Granado-Lorencio 1996 e studi ivi citati; Durbin 1998), non sono stati realizzati molti studi robusti e capaci di trarre rigorose inferenze in merito.

Tra gli studi realizzati, Durbin (1998) non ha riscontrato nella vegetazione ripariale una variabile predittiva dell'uso dello spazio delle lontre in alcuni fiumi scozzesi. Tuttavia l'autore stesso considera questo tipo vegetazionale un parametro importante, asserendo che il fatto che l'uso dell'*habitat* delle lontre non gli sia risultato correlato con essa dipende probabilmente dalla eccessiva risoluzione del campionamento.

La maggior parte degli autori concorda, però, nel considerare tale vegetazione la principale sorgente di rifugi diurni per le lontre (e.g. Macdonald et al. 1978; Green et al. 1984; Beja 1996a; Durbin 1998). Anche i dati provenienti dal radio-monitoraggio di due lontre in Italia Meridionale suggeriscono l'importanza della continuità nella vegetazione perfluviale e di alcuni tipi vegetazionali (rovete e vegetazione arbustiva intricata costituita da varie specie) o di ammassi di materiale legnoso lungo le sponde (*woody debris*), particolarmente utilizzati come siti di riposo (Quaglietta 2006 Tesi di Laurea).

La mancanza di studi sulla selezione dell'*habitat*, incluso quello ripariale, evidenzia una lacuna nella già scarsa conoscenza dell'ecologia e del comportamento della specie (Kruuk 2006). La realizzazione di studi che possano chiarire e quantificare statisticamente il ruolo della vegetazione ripariale appare, dunque, prioritaria ai fini dell'acquisizione delle informazioni mancanti per una corretta conservazione della specie.

2.4 Vantaggi e svantaggi delle tecniche telemetriche

La tecnica più innovativa degli ultimi anni (da fine anni 50 ad oggi) nel campo dell'ecologia animale è senza dubbio la **telemetria** (Mech & Barber 2002).

Il *radio tracking* si rivela la strategia migliore o l'unica, in alcuni casi, a poter fornire un certo tipo di dati; attualmente, infatti, non esistono altri metodi che permettano di acquisire altrettante informazioni e con la stessa affidabilità e completezza, soprattutto riguardo alcuni aspetti quali la stima degli *home-range*, i *pattern* di movimento, i ritmi di attività e la selezione dell'*habitat* (Kenward 2001; Mech & Barber 2002).

Un metodo alternativo alla telemetria sarebbe, infatti, rappresentato dalle tecniche di **genetica non-invasiva**. Tuttavia, permangono dubbi sulle promesse di queste metodologie (Taberlet et al. 1999; Garshelis 2001 in Mech & Barber 2002) che, sebbene siano meno invasive, risentono di almeno tre limiti:

- 1) la ricerca e la collezione degli escrementi in territori spesso vasti è dispendiosa e può essere soggetta a *bias* (per ovviare ad alcuni dei quali è stata introdotta ad es. la ricerca mediante cani addestrati, che può tuttavia introdurre altri tipi di problemi - Wasser & Hunt 2006);
- 2) le analisi in laboratorio sono problematiche e non sempre danno rese accettabili (Taberlet et al. 1999);
- 3) non consentono di conoscere una serie di aspetti fondamentali della fauna indagata, quali l'ecologia del comportamento, tassi e cause di mortalità, *dispersal*, ritmi di attività, e tanti altri, cosa che invece la radio-telemetria permette.

Infine, la ricerca di **indizi di presenza** delle specie animali rappresenta un eccellente mezzo per studiare la distribuzione delle stesse e la sua variazione nel tempo (Thompson et al. 1998 e MacKenzie et al. 2006 sensu lato) o i tassi di rivisita (es. Gruber et al. 2007). Essa, però, presa singolarmente (i.e. non accoppiata, ad esempio, alla genetica non-invasiva) non offre informazioni inerenti l'uso dello spazio e dell'*habitat* a livello dei singoli individui, rivelandosi pertanto indicata più per il monitoraggio che per la rivelazione di molti *pattern* dell'ecologia e del comportamento animale (Kruuk et al. 1986; Kruuk & Conroy 1987; Gallant et al. 2007; Quaglietta et al. 2009b).

A fronte dei suddetti notevoli vantaggi della telemetria, una parte dell'opinione pubblica può rivelarsi contraria all'uso di queste tecniche, ponendo obiezioni di carattere etico sulla cattura di animali selvatici e l'impianto di radio-trasmittenti (Mech & Barber 2002).

Tutte le tecniche telemetriche si basano, infatti, sull'applicazione di dispositivi radio sugli animali, che siano collari, zainetti, impiantabili o altro, ed eventuali disattenzioni o errori in sede

di manipolazione potrebbero significare la morte e/o lesioni per gli animali studiati, causando perdite eventualmente gravi per le popolazioni animali e pesanti critiche sulla professionalità del personale coinvolto.

Oltre alle ovvie considerazioni etiche che riguardano la coscienza di ogni buon ricercatore al cospetto di un animale selvatico, è altresì importante che gli animali catturati e poi manipolati per l'impianto di radio-trasmittenti siano stressati il meno possibile anche ai fini della ricerca stessa, in quanto un animale stressato o trattato in modo maldestro potrebbe non essere rappresentativo del normale comportamento della specie o popolazione (Murray & Fuller 2000).

Nel tentativo di superare questi evidenti limiti, White e Garrott (1990) hanno individuato cinque punti da rispettare durante le fasi di progettazione ed attuazione di uno studio radio-telemetrico:

- 1) l'uso della radio-trasmittente più piccola (leggera e meno intralciante, secondo Amlaner 1978) possibile;
- 2) la scelta di materiale (nel caso di collari, zainetti, etc.) il più incospicuo possibile, soprattutto in caso di animali dalle colorazioni criptiche;
- 3) testare il materiale prima su animali in cattività e poi in natura, in varie tipologie ambientali;
- 4) attendere una settimana prima di iniziare a raccogliere i dati da usare nell'analisi;
- 5) evitare la manipolazione e l'impianto di animali durante particolari fasi significative della loro vita (in special modo durante i periodi riproduttivi).

Se si seguono questi punti l'impiego della radio-telemetria sembra di gran lunga superare i potenziali effetti negativi e garantisce l'acquisizione di dati rilevanti.

Tuttavia, pur attenendosi a tutte le indicazioni fornite dalla letteratura e usando la massima scrupolosità, non si può escludere con certezza che gli animali studiati non subiscano alcuna influenza negativa. Attualmente, infatti, non vi sono abbastanza dati nel mondo scientifico che possano provare che l'uso di radio-trasmittenti non abbia effetti negativi sugli animali (revisione in Murray & Fuller 2000); alcuni studi possono soltanto attestare la mancata evidenza di tali effetti attraverso test statistici specifici, con piccoli campioni e conseguenti limiti di inferenza statistica (White & Garrott 1990). Malgrado ciò, gran parte degli studi riguardanti animali marcati sono caratterizzati proprio dall'assunto che il marcaggio non influenzi gli animali o che gli effetti negativi non siano importanti (Murray & Fuller 2000). Generalmente si assume che l'animale non abbia risentito del marcaggio se difende un eventuale territorio, se produce prole e/o se il suo peso, tasso d'accoppiamento ed altri fattori appaiono normali (Mech 1983, White & Garrott 1990).

Nelle ultime decadi l'utilizzo della telemetria tradizionale (*Very high Frequency* - VHF) sta venendo soppiantato dall'uso di tecnologie più moderne quali quella GPS e satellitare (Rodgers 2001; Tomkiewicz et al. 2010; Cagnacci et al. 2010).

2.4.1 Telemetria GPS: limiti nella sua applicazione su specie ripariali ed acquatiche

Pur condividendo con il *radio tracking* i limiti inerenti le questioni etiche e l'influenza sul comportamento naturale, le tecnologie GPS aumentano l'efficienza e l'accuratezza delle localizzazioni degli animali (Hulbert & French 2001; Frair et al. 2010), consentendo una maggiore flessibilità nel disegno sperimentale e un rapporto costi-benefici nell'acquisizione dei dati spesso conveniente (Rodgers 2001; Frair et al. 2010).

Un'attenta sperimentazione in campo, per determinare accuratezza e potenziali *bias* nelle localizzazioni degli animali, è stata da sempre considerata essenziale in ogni forma di telemetria applicata agli animali (Withey et al. 2000) e quella GPS non fa eccezione (e.g. Gau et al. 2004; Graves & Waller 2006; Cagnacci et al. 2010; Hebblewhite & Haydon 2010). Svitati ricercatori hanno, infatti, condotto studi con l'obiettivo di valutare gli effetti della tipologia d'*habitat*, topografia, copertura e struttura vegetazionale, copertura nuvolosa, periodo del giorno, intervallo del tempo tra i *fix*, ed altre variabili, sull'acquisizione di localizzazioni e sull'errore da parte dei GPS (vedi revisione in Frair et al. 2010).

Nonostante i numerosi lavori già svolti, comprendere le cause dell'errore dei GPS viene considerato ancora oggi una necessità critica (Frair et al. 2010).

Sorprende, dunque, che la performance dei dispositivi GPS utilizzati nel campo dell'ecologia animale non sia mai stata testata specificamente nell'*habitat* ripariale, nonostante questo sia uno di quelli maggiormente utilizzati da molti taxa animali (e.g. Rondinini & Boitani 2002; Rondinini et al. 2006; Matos et al. 2009).

L'esistenza di tale lacuna è ancor più evidente se si considera che una delle maggiori cause di fallimento nei GPS è stata identificata proprio nella densa copertura vegetazionale (Hulbert & French 2001; Di Orio et al. 2003; Frair et al. 2010), ovvero uno dei costituenti basilari delle gallerie ripariali. Di conseguenza, le inferenze ottenute negli studi sulla selezione dell'*habitat* da parte di animali ripariali (o che utilizzano in modo intensivo tale *habitat*) monitorati tramite dispositivi GPS, potrebbero portare a *bias* nei risultati conseguiti. Tali *bias* potrebbero risultare ancor più pronunciati nel caso di animali acquatici, dal momento che ripetute immersioni dovute alle apnee di questi ultimi potrebbero seriamente interferire con il corretto funzionamento dei GPS.

Inoltre, la maggior parte degli studi inerenti l'uso della tecnologia GPS sulla fauna è stata svolta utilizzando dispositivi commerciali, i quali, nonostante siano diminuiti di costo negli ultimi anni, rimangono piuttosto cari ed il loro uso è conseguentemente ridotto in progetti con limitate risorse finanziarie (Zucco & Mourão 2009; Hebblewhite & Haydon 2010).

Infine, limitata informazione è disponibile circa il funzionamento di tali dispositivi su mammiferi dalle piccolo-medie dimensioni, in quanto la maggior parte degli studi precedenti ha riguardato grandi mammiferi (Zucco & Mourão 2009; Mattisson et al. 2010).

2.5 Obiettivi

Lo scopo del progetto di dottorato è quello di fornire una serie di dati di base sulla biologia, ecologia e comportamento della lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) che erano mancanti o scarsi in ambiente mediterraneo o a livello del suo *extent of occurrence*.

Nei capitoli seguenti sono descritti gli obiettivi specifici di ogni argomento principale affrontato nella tesi, ovvero: *home-range* e *pattern* di movimento (par. 2.5.1); struttura genetica, *dispersal* ed interazioni sociali (par. 2.5.2); ritmi d'attività (par. 2.5.3); selezione dell'*habitat* (par. 2.5.4).

Si descriverà, inoltre, lo sviluppo e la sperimentazione di un sistema di telemetria GPS GSM-GPRS di basso costo (par. 2.5.5), da applicare per la prima volta su di una specie di lontra, tramite l'utilizzo di zainetti.

Oltre ai succitati aspetti, si intende fornire anche una serie di informazioni preliminari riguardanti parametri demografici della popolazione di lontre studiata, come il rapporto tra i sessi, la distribuzione delle classi d'età nella popolazione, i fattori di mortalità (su una serie di cadaveri raccolti nell'area di studio oltre a quelli riguardanti animali radio-monitorati) e l'aspettativa di vita media per una lontra dell'area di studio ed una serie di misurazioni morfometriche, in precedenza non disponibili per il territorio lusitano.

2.5.1 *Home-range* e *pattern* di movimento e loro relazione con la disponibilità idrica in un test della RDH

Si intende indagare due aspetti dell'ecologia della specie, l'organizzazione spaziale e i *pattern* di movimento, contestualizzandoli in particolare nello scenario della frammentazione del paesaggio acquatico provocata dalla siccità prolungata durante i periodi estivi negli ambienti mediterranei (Gasith & Resh 1999; Magalhães et al. 2002; Bernardo et al. 2003; Magalhães et al. 2007).

Il contesto mediterraneo dell'area di studio della presente ricerca, congiuntamente con le abitudini di vita del mustelide che vive in ambienti lineari (Kruuk 1995; Blundell et al. 2001), costituiscono, infatti, un'occasione per studiare il suddetto comportamento.

Gli obiettivi sono:

- verificare la formazione di *home-range* (HR) stabili nelle lontre catturate, tramite analisi di *site fidelity* (fedeltà all'*home-range* annuale), e stimarne l'estensione, fornendo così i primi dati riguardo le dimensioni di aree vitali di una popolazione del Portogallo continentale e scarsi in ambiente mediterraneo;
- analizzare i *pattern* di movimento per la prima volta approfonditamente per questa specie, testando eventuali differenze a livello individuale, per sesso e per categoria d'età;
- utilizzare i suddetti dati per testare la *Resource Dispersion Hypothesis* (vd par. 2.2.1.1) sui territori (*home-range*) ed i movimenti delle lontre marcate. In particolare, tramite analisi di correlazione, verificando l'esistenza di una relazione tra alcuni indici della disponibilità (intesa come abbondanza e dispersione) d'acqua e l'estensione degli *home-range* stagionali delle lontre monitorate ed i loro *pattern* di movimento. Si ipotizza che durante la stagione secca, caratterizzata dalla disponibilità d'acqua (e pertanto di prede, acquatiche) confinata a poche pozze isolate (e agli invasi artificiali), l'estensione dei territori e l'ampiezza dei movimenti delle lontre marcate aumenti proporzionalmente con la percentuale di tratti in secca dei sistemi lotici da esse utilizzati o sia inversamente proporzionale alla percentuale dei tratti con acqua;
- verificare l'effetto del sesso dell'animale monitorato, della sua età e dell'interazione tra queste due variabile sulle estensioni degli *home-range* stagionali individuali e sui *pattern* di movimento, secondo l'ipotesi che entrambi siano maggiori nei maschi e negli individui adulti (Green et al. 1984; Durbin 1998; Kruuk & Moorhouse 1991; Kruuk 1995; Ó Néill et al. 2009).
- valutare l'effetto congiunto di numerose variabili meteorologiche e micro-climatiche sull'ampiezza degli spostamenti sostenuti dalle lontre monitorate (tramite analisi di regressione multipla tramite modelli generalizzati lineari ad effetti misti GLMM).

2.5.2 Struttura spaziale genetica a scala fine, *dispersal* e interazioni sociali

Ci si propone di investigare i *pattern* socio-spaziali della specie attraverso lo studio degli individui, delle relazioni genetiche e delle interazioni sociali (Doncaster 1990) tra essi e della loro distribuzione, tramite un approccio misto di tecniche di radio-telemetria e di genetica molecolare.

Gli obiettivi specifici sono:

- stimare la **parentela** tra 51 individui genotipizzati attraverso marcatori microsatellitari, inerenti una popolazione di lontra ad una scala spazio-temporale fine (un'area di c.ca 750 km² ed un periodo di c.ca 3 anni);
- verificare se la parentela segue una distribuzione aleatoria nell'area di studio o se invece vi è una struttura spaziale. L'ipotesi nulla prevede che gli individui studiati non siano distribuiti casualmente nello spazio ma che ci sia, al contrario, una relazione tra la distanza geografica tra essi ed il loro coefficiente di parentela;
- verificare se esistono differenze nella struttura genetica degli individui di sesso maschile e femminile, d'accordo con l'ipotesi di dispersione del solo sesso maschile documentata recentemente in esemplari di lontra reintrodotti in Olanda (Koelewijn et al. 2010) e soltanto ipotizzata in popolazioni selvatiche (Janssens et al. 2008). L'ipotesi nulla è che la parentela tra femmine sia inversamente relazionata alla distanza geografica esistente tra le stesse e che la parentela tra maschi non presenti invece relazioni con la distanza.

Attraverso i dati ottenuti tramite radio-telemetria, ci si prefigge di studiare le **interazioni sociali interindividuali**, stimando il grado di interazione (sovrapposizione) spazio-temporale tra paia di individui marcati (aventi *home-range* sovrapposti o confinanti) dello stesso sesso, di sesso opposto, ed imparentati o meno tra loro. Le due ipotesi nulle prevedono che: (1) le sovrapposizioni tra gli *home-range* delle paia indagate occorranza soltanto tra sessi opposti, secondo il modello della territorialità intrasessuale (Powell 1979); (2) le lontre passino la maggior parte del tempo (vengano localizzate) isolate, evitando la prossimità le une dalle altre, in base alla definizione di una specie solitaria (Sandell 1989).

Ci si ripropone, infine, di colmare le lacune circa il comportamento e le distanze di **dispersione** in questa specie, dal momento che per una popolazione selvatica di lontra eurasiatica esiste un unico caso riportato, riguardante un ambiente temperato (Jenkins 1980), mentre altre evidenze provenienti da studi molecolari riguardano, come detto, popolazioni reintrodotte (Koelewijn et al. 2010) o una popolazione selvatica isolata e recentemente ricolonizzante un'area geografica nuova e pertanto dalle caratteristiche peculiari (Janssens et al. 2008).

2.5.3 Ritmi d'attività ed influenza delle variabili ambientali estrinseche

Lo scopo del presente studio è descrivere approfonditamente i *pattern* d'attività della specie, contestualizzandoli nell'ambiente mediterraneo dell'area di studio. In particolare, gli obiettivi comprendono:

- verificare se la frequenza d'attività sia omogeneamente distribuita nell'arco delle ventiquattro ore o del periodo del giorno (tramonto, notte, alba e giorno) e se tali *pattern* varino con l'individuo marcato, il sesso, l'età, lo status riproduttivo delle femmine e le stagioni, secca ed umida;
- calcolare gli orari di inizio e fine attività della popolazione studiata e testare la loro relazione con gli orari di tramonto ed alba, la frequenza d'attività, l'individuo, il peso, il sesso, l'età, lo stato riproduttivo delle femmine e l'occorrenza di eventi di dispersione nei maschi;
- calcolare il bilancio d'attività nelle diverse categorie comportamentali (*resting, moving, diving, travelling*);
- valutare l'effetto di numerose variabili climatiche e meteorologiche sulla probabilità di rinvenire una lontra in attività, attraverso delle analisi di regressione multipla tramite modelli generalizzati lineari ad effetti misti (GLMM).

2.5.4 Uso e Selezione dell'*habitat*

Si pretende fornire le prime indicazioni sulla selezione/preferenza dell'*habitat* di una popolazione del Portogallo continentale di lontra, aumentando il grado di conoscenze circa questo aspetto in questa specie in ambiente mediterraneo, precedentemente ristrette a pochi studi in Spagna limitati da *bias* nella tecnica utilizzata (Ruiz-Olmo et al. 2005c) ed in generale a livello di areale (Durbin 1998; Kruuk 2006).

Gli obiettivi specifici riguardano:

- realizzare modelli predittivi della selezione/preferenza dell'*habitat* all'interno degli *home-range* di esemplari di lontra radio-monitorati in un'ambiente mediterraneo (terzo ordine di selezione, Johnson 1980), con particolare riferimento alla disponibilità (in termini di abbondanza e dispersione) delle risorse (idrica e trofiche), e testando l'effetto di diversi descrittori ambientali;

- verificare eventuali differenze, nella selezione/preferenza d'*habitat*, dovute alla stagionalità ed al sesso. In particolare ci si aspetta che gli ambienti lentici vengano utilizzati soltanto (o prevalentemente) durante la stagione estiva/secca, d'accordo con le ipotesi più frequenti in letteratura che vedrebbero questa tipologia d'*habitat* come subottimale per la specie (studi citati nel par. 2.3.6.1);
- verificare eventuali differenze nella selezione/preferenza d'*habitat* in base all'utilizzo di due diversi metodi (quello tradizionale uso/disponibilità di Neu et al. 1974 e tecniche di regressione multipla e GLMM) ed a due diversi campioni: le sole localizzazioni in attività ed il campione totale di localizzazioni. Ci si attende che il comportamento di riposo diurno della lontra, che include tipicamente il riutilizzo degli stessi rifugi da parte dello stesso esemplare sebbene questi possano essere numerosi (Beja 1996a; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea), debba portare a risultati alquanto diversi nei modelli ottenuti con i due diversi dataset;
- calcolare la distribuzione dei rilevamenti in attività ed in riposo nelle diverse tipologie d'*habitat*, per verificare, in entrambi i casi, l'ipotesi nulla di una distribuzione casuale nelle relative differenti categorie;
- fornire i primi dati "diretti" sull'utilizzo di invasi artificiali di differenti dimensioni, una tipologia d'*habitat* dall'idoneità particolarmente controversa (vedi par. 2.3.6.1).

2.5.5 Sperimentazione di un dispositivo GPS GSM-GPRS di basso costo in ambiente ripariale e su un animale acquatico (lavoro pubblicato in Quaglietta et al. 2012)

Durante il progetto di ricerca è stata intrapresa una collaborazione con il Dott. Ing. Addy de Jongh, il quale ha costruito artigianalmente ed a costi contenuti un dispositivo GPS GSM-GPRS (® *Dutch Otterstation Foundation* - Netherlands).

Gli obiettivi di questo studio riguardano:

- valutare il funzionamento del dispositivo, tramite test statici in campo, per la prima volta in assoluto in un *habitat* ripariale, anche in condizioni di immersione, a diverse profondità, valutando, tra gli altri, gli effetti di tre tipologie d'*habitat* (tra le quali, appunto, la galleria ripariale), della copertura vegetazionale, dell'immersione sotto la superficie dell'acqua e di

alcune variabili climatiche e meteorologiche sul tasso di acquisizione di localizzazioni e sull'accuratezza del sistema GPS sviluppato;

- verificare potenziali correlazioni spazio-temporali nelle localizzazioni acquisite;

- valutare la performance del dispositivo anche su animali selvatici, applicandolo, per la prima volta anche in questo caso, su di una specie di lontra (*Lutra lutra*). Tale animale, oltre a rappresentare un ulteriore test del GPS in condizioni d'immersione ed in *habitat* ripariali (grazie al suo stile di vita semi-acquatico ed al fatto che si muove di preferenza all'interno di questi *habitat* - Kruuk 2006), costituisce anche una prova su di un carnivoro di media taglia, mentre in precedenza i GPS commerciali erano stati sperimentati quasi esclusivamente su animali di grandi dimensioni (Zucco & Mourão 2009).

3 MATERIALI E METODI

3.1 Area di studio

Il Portogallo è considerato una delle nazioni europee con le popolazioni apparentemente più stabili e vitali di *Lutra lutra* (Trindade et al. 1998; Foster-Turley et al. 1990). Localmente, in effetti, la specie è stata recentemente promossa dalla categoria “*Vulnerable*” a quella “*Least Concern*”(Cabral et al. 2005).

Il paese vanta una distribuzione uniforme su tutto il territorio nazionale (Figura 1), con uniche eccezioni le aree immediatamente circostanti le due città più popolate e industrializzate del paese quali Lisbona e Porto (Trindade et al. 1998).

La ricerca è stata condotta nell’Alentejo centrale, nel Portogallo meridionale, nei dintorni della città di Évora (altitudine: 283 m s.l.m.; lat 38°34’N long 007°54’W), in un’area di circa 800 km² (Figura 2).

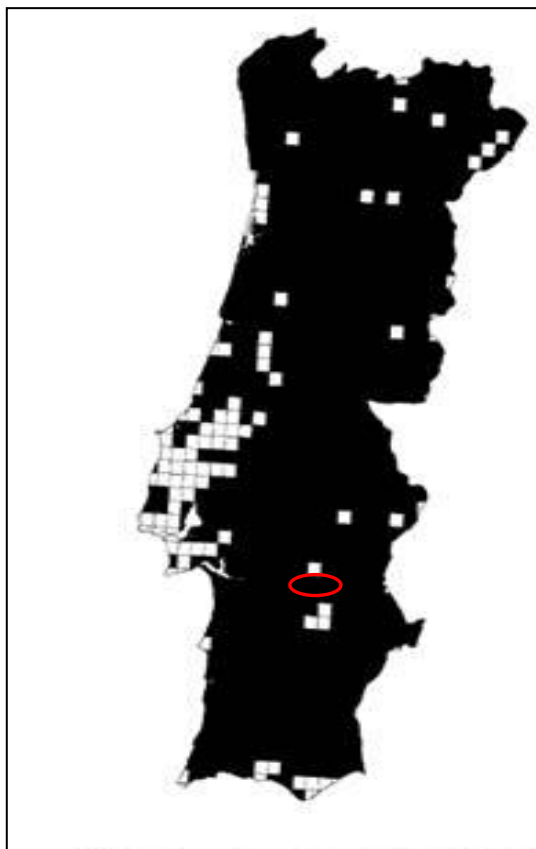


Fig. 1 Distribuzione della lontra in Portogallo basata su una griglia UTM di 10 x 10 km (adattato da Trindade et al. 1998). L’ellissi rossa segnala l’area di studio.
Distribution of the otter in Portugal based on a grid of 10 x 10 km UTM (adapted from Trindade et al. 1998). The red ellipse locates the study area.

La regione è caratterizzata da basse altitudini (in media circa 250 m s.l.m.), con picchi intorno ai 420 metri d'altezza in alcuni punti della "Serra de Monfurado", un'area protetta di 24000 Ha appartenente a Natura 2000 e presente parzialmente all'interno dell'area di studio. Tale area è inclusa nel bacino mediterraneo, un *hotspot* della Biodiversità mondiale (Myers et al. 2000).

Le formazioni geologiche sono essenzialmente sedimentarie e metamorfiche, insieme con rocce eruttive acide (Portas 1967; Atlas do Ambiente Digital – Instituto do Ambiente).

Le attività umane riguardano essenzialmente agricoltura ed allevamento del bestiame. Bovini, ovini e suini vengono tenuti in pascoli naturali o in aree seminate a regimi estensivi. Le coltivazioni più comuni sono cereali quali mais e segale, così come frequenti sono gli oliveti ed i vigneti.

L'uso del suolo è quasi esclusivamente caratterizzato da sistemi agro-silvo-pastorali, fra i quali spicca il relativamente naturale e caratteristico "Montado", che può essere costituito solo da querce da sughero (*Quercus suber*), solo da leccio (*Q. rotundifolia*), o da un misto dei due. Il primo rappresenta un'importante fonte economica, ricoprendo circa 700000 Ha su tutto il territorio nazionale e facendo del Portogallo il suo maggior esportatore mondiale. Il leccio viene invece utilizzato principalmente per la produzione di ghiande, a loro volta utilizzate come nutrimento per il maiale nero. Il montado, privato del sottobosco (tagliato artificialmente), rappresenta un ambiente multi-funzionale: viene gestito per ottenere una produzione costante di sughero (può essere tagliato ogni nove anni), ghiande, legna, e abbastanza copertura vegetale da sostenere coltivazioni di funghi, apicoltura e un ambiente naturale per la selvaggina, essendo la caccia un'attività localmente piuttosto diffusa. Inoltre il bestiame viene lasciato libero di pascolare sotto gli alberi. Infine, contribuisce per la protezione del suolo contro erosione e tasso d'infiltrazione. Piantagioni di alloctoni *Eucalyptus globulus* e *Pinus* spp. sono relativamente comuni nell'area, sebbene in minor misura rispetto al settentrione.

Si rileva, all'interno dell'area di studio, la presenza di diverse strade a scorrimento veloce, di una superstrada (N114) e di un'autostrada (A1). Tali infrastrutture provocano ogni anno la morte di centinaia di animali, da mammiferi incluso la lontra ad uccelli, rettili ed anfibi, sia nell'area di studio (progetto MOVE - UBC - Università di Évora dati non pubblicati; Gomes et al. 2009) che in altre zone del territorio lusitano (Grilo et al. 2008; Santos-Reis et al. 2008).

L'intera regione dell'Alentejo è caratterizzata dalla presenza capillare di invasi artificiali di ogni dimensione (fino a quelle della diga artificiale più grande in Europa, la diga di Alqueva), utilizzati principalmente come riserve d'acqua per il bestiame e l'irrigazione.

Mancano, invece, laghi naturali, di cui il territorio lusitano è del tutto sprovvisto.

Sebbene l'uso crescente di pesticidi, fertilizzanti chimici e letame abbia portato alla contaminazione in alcune aree, la qualità dell'acqua degli ecosistemi acquatici è stata considerata moderata (Trindade et al. 1998). A tal riguardo, si segnala che, secondo le stime fornite dalla *European Environment Agency*, il Portogallo risulterebbe tra i paesi con la qualità delle acque interne peggiore (EEA 2003).

Lo studio ha riguardato tre bacini idrografici, quelli dei fiumi Sado, Guadiana e Tejo, che erano risultati positivi alla presenza della lontra nell'unico ed ultimo *survey* nazionale, condotto nel 1995 (Trindade et al. 1998).

I corsi d'acqua hanno una larghezza dell'alveo quasi sempre inferiore agli otto-dieci metri, ad eccezione del fiume Degebe, affluente di II ordine della sponda destra del fiume Guadiana, l'unico presente ad essere di ordine fluviale inferiore al III e con una larghezza dell'alveo che arriva ai 25 m in alcuni tratti. Durante la stagione estiva (vd par. successivo), la maggior parte dei torrenti secca per lunghi tratti e l'acqua diviene così assente o confinata in poche pozze isolate e dalle dimensioni variabili (media = 116 m³; DS = 975,5; intervallo: 0,5 - 35973,3 m³) (dati di questo studio).

La comunità ittica è composta principalmente da specie alloctone, quali il persico sole (*Lepomis gibbosus*), il persico trota (*Micropterus salmoides*), la gambusia (*Gambusia holdbrooki*), l'alborella (*Alburnus alburnus*) e la carpa (*Cyprinus carpio*); specie native sono invece il barbo del Nord (*Barbus bocagei*), varie specie del genere *Chondrostoma* tra cui l'endemica *Chondrostoma lusitanicum* ed il cobite (*Cobitis paludica*).

Tra le prede localmente maggiormente consumate dalla lontra (Pedroso & Santos-Reis 2006; Quaglietta et al. 2009a) ritroviamo un'altra specie alloctona, il gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*).

La vegetazione ripariale è, nella maggior parte dei casi, ben preservata e caratterizzata da un elevato grado di naturalità. Essa circonda le sponde di circa l'80% dei corsi d'acqua dell'area di

studio, divenendo rada o assente specialmente nei tratti in cui questi attraversano paesi o la città di Évora, o negli invasi artificiali, le cui sponde sono ricoperte da vegetazione ripariale soltanto per l'11% (dati di questo studio).

Le specie che più frequentemente si rinvennero lungo le sponde fluviali sono *Salix* spp., *Fraxinus angustifolia*, *Populus* spp., *Ulmus* spp., *Alnus* spp. e densi cespugli di rovetto *Rubus* e *Smilax* spp. Queste essenze arboree formano vere e proprie gallerie ripariali, le quali aumentano la connettività lungo i corsi d'acqua (Aguiar & Ferreira 2005), fornendo in questo modo una diffusa e connessa rete di torrenti, canali, fiumi ed invasi artificiali potenzialmente molto favorevole per la lontra (Pedroso & Santo-Reis 2006).

Indagini preliminari hanno confermato la presenza della lontra nella pressoché totalità dei corsi d'acqua ed invasi artificiali, da piccoli canali o torrenti a regime intermittente ai maggiori fiumi e da invasi artificiali dalla superficie di 80 m² fino alla diga di Montenovó che, con i suoi 2866819 m² circa costituisce il maggior specchio d'acqua nell'area di studio.

A parte il mustelide oggetto della ricerca, sono presenti nel territorio altri mammiferi quali: *Martes foina*, *Meles meles*, *Herpestes ichneumon*, *Genetta genetta*, *Vulpes vulpes*, *Sus scrofa*.

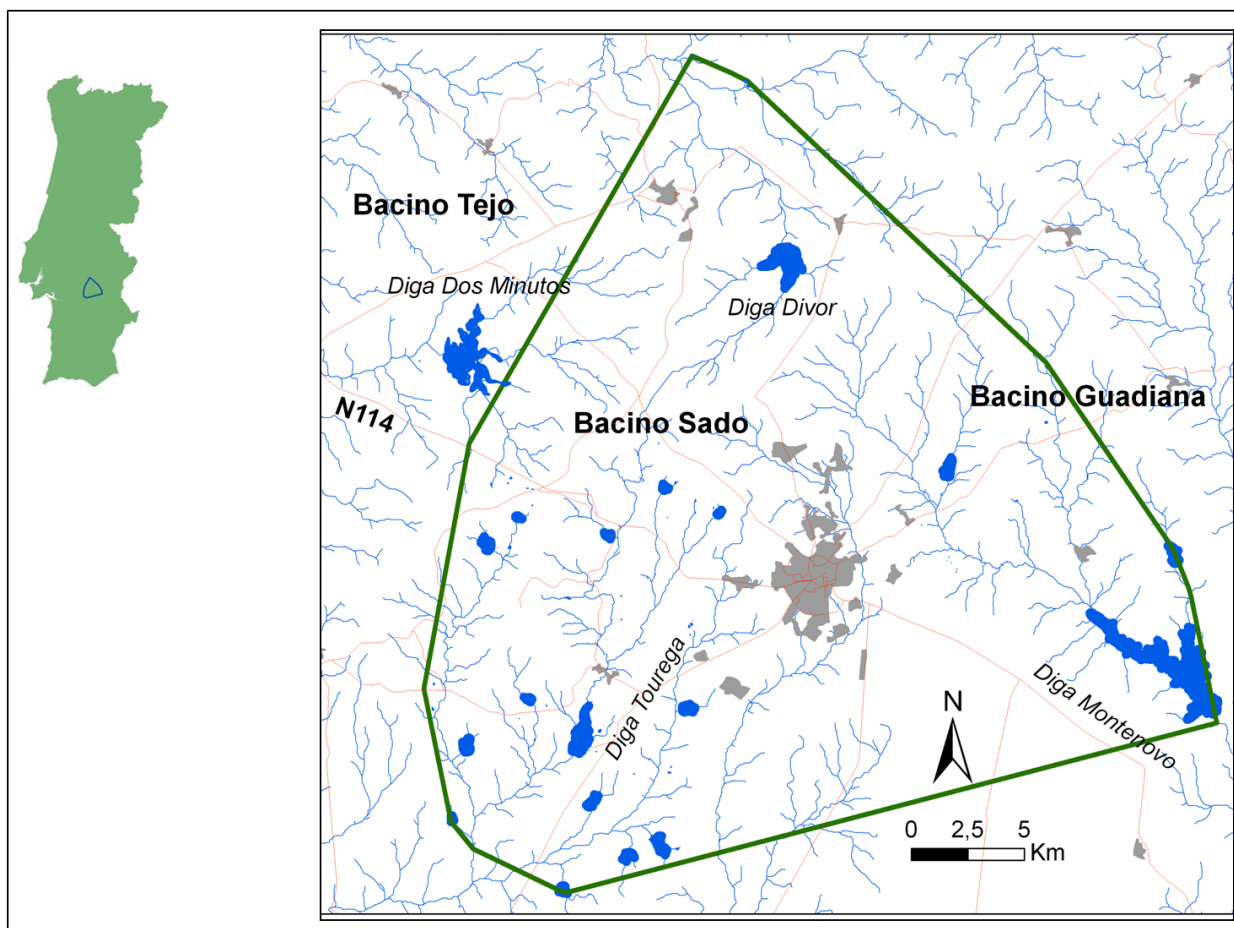


Fig. 2 Localizzazione dell'area di studio. In grigio le aree urbane ed in blue il reticolo idrografico e gli invasi artificiali.

Location of the study area. In grey urban areas and in blue the hydrographic network including dams.

3.1.1 Clima

Nonostante sia situato nella parte interna del territorio portoghese, l'Alentejo ha un clima temperato caldo mediterraneo a siccità estiva (Csa secondo la classificazione di Koppen), con piogge concentrate tra Ottobre e Marzo e severi e prolungati periodi di siccità durante l'estate (Rivas-Martinez & Loidi 1999; Atlas do Ambiente Digital – Instituto do Ambiente).

Analizzando i dati riferiti al periodo di studio (2007-2010) forniti dalla stazione meteorologica presente all'interno dell'area di studio (Centro de Geofisica Universidade de Évora – CGE) risulta una temperatura media annuale di 15 °C (DS = 8), con picchi massimi e minimi rispettivamente di 42 °C durante l'estate e - 7 °C in inverno. La piovosità media mensile è di 39,1 mm (DS = 41,1) con minimi di 0,2 (Luglio 2010) e massimi di 175,2 (Dicembre 2009).

Da tali dati sono state calcolate le medie mensili ed annuali della temperatura e della piovosità (Figura 3). Tramite i discostamenti dalle medie mensili delle due variabili sono quindi state

individuare due stagioni all'anno, definite come stagione umida (dicembre-giugno) e stagione secca (luglio-novembre), criterio precedentemente già utilizzato nella stessa area (Ilhéu 2004) ed in altre, sempre nel Sud del Portogallo (Pita et al. 2011). Dicembre 2007 è risultato particolarmente poco piovoso e caldo ed è stato pertanto considerato come appartenente alla stagione secca.

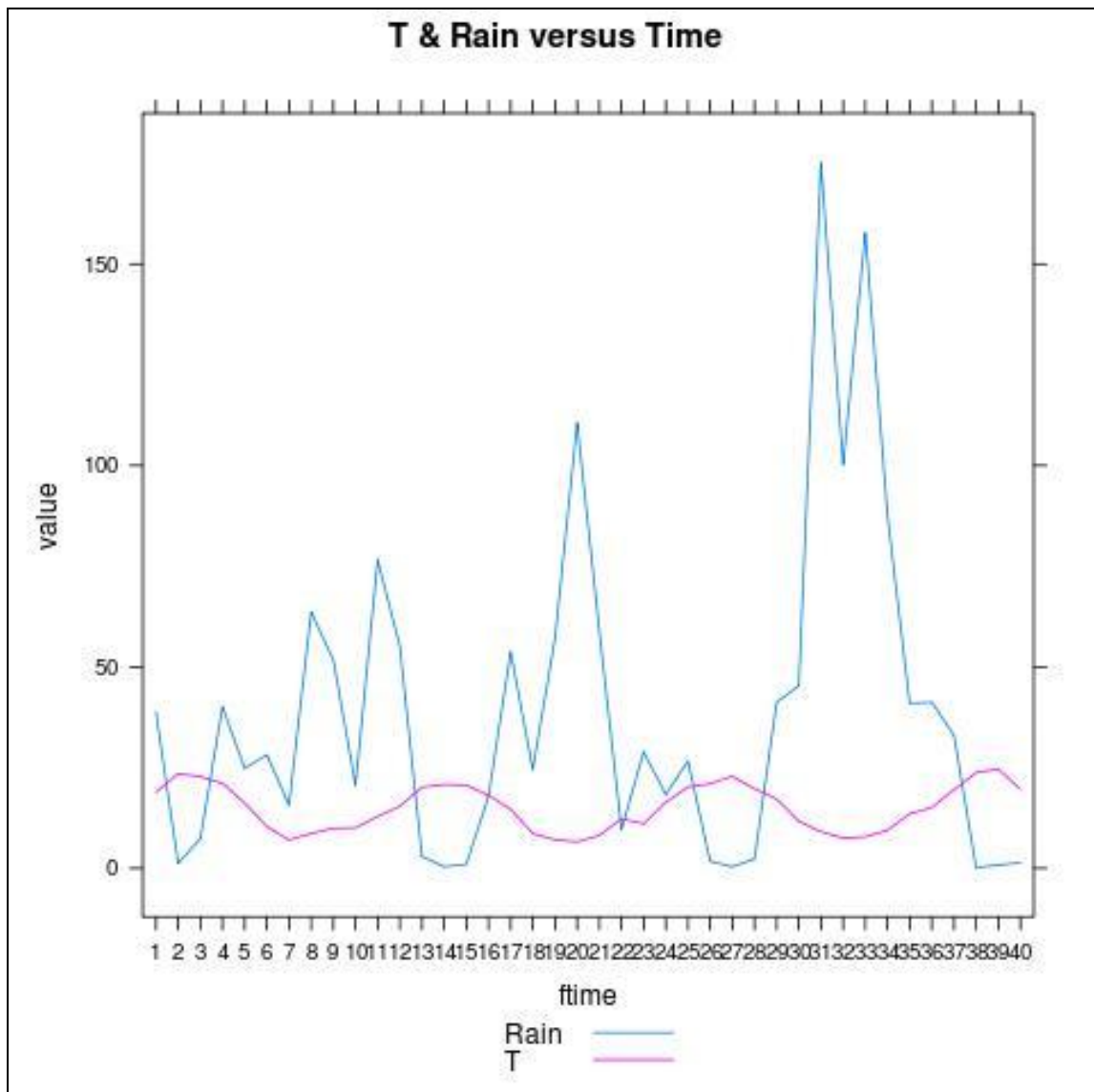


Fig. 3 Valori medi della precipitazione (blue) e della temperatura dell'aria (viola) nell'arco dei 40 mesi di campionamento (giugno 2007/settembre 2010).
Average values of precipitation (in blue) and temperature (purple) over the 40 months of sampling (June 2007 to September 2010).

3.2 Raccolta dati

3.2.1 Tecniche di cattura

In letteratura viene descritto l'uso di svariati tipi di trappole per la cattura della lontra (e.g. Melquist & Hornocker 1983; Green et al. 1984; Kruuk & Moorhouse 1991; Beja 1996a; Sjöåsen 1996; Serfass et al. 1996; Blundell et al. 1999; Gorman et al. 2006; Medina-Vogel et al. 2007; Ó Néill et al. 2007).

La lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) è stata catturata tramite trappole a cassetta (*box*) (Kruuk & Moorhouse 1991; Durbin 1996a; Sjöåsen 1996), a valigetta (*hancock*) (Green et al. 19984; Mitchell-Jones et al. 1984; Beja 1996a; P. Beja com. pers.) e ganasce (*leghold*) (Ruiz-Olmo et al. 1995; Fernandez-Moran et al. 2001a; Ó Néill et al. 2007; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea; A. de Jongh com. pers.; M. Santos-Reis com. pers.). E' possibile che il relativo successo ottenuto in Scozia con le trappole a cassetta sia dovuto al fatto che Hans Kruuk abbia potuto lasciare le trappole in natura, aperte e pertanto non innescate, per uno o due anni, consentendo così una graduale abituazione delle lontre ed il conseguente successo. Una situazione simile potrebbe aver caratterizzato il progetto di reintroduzione di Sjöåsen (op. cit.). Senza dubbio le maggiori dimensioni di tali trappole le rendono più cospicue e difficili da camuffare in campo, sia da un punto di vista visivo che olfattivo. Riguardo le *hancock* sono stati esplicitati timori legati all'estrema violenza di tali trappole (Kruuk 1995, 2006; Blundell et al. 1999). In particolare, Blundell e collaboratori (1999) hanno comparato l'uso delle *leghold* e delle *hancock* sulla lontra canadese, riscontrando performance piuttosto simili nel successo di cattura ma un maggiore potenziale impatto traumatico delle seconde unito ad un ipotizzato maggior effetto di evitamento (*trap-shyness*).

Basandosi su quanto esposto e presente in letteratura, nonché su un primo esame visivo, le *hancock* sono state ritenute a priori inferiori rispetto alle *leghold*. Oltre alle apparenti minori probabilità di successo di cattura (sono grandi e pertanto difficili da mimetizzare e emanano maggiormente odori) ed al maggior rischio di traumi per animali ed esseri umani (la grandezza di tali trappole, il fortissimo scatto delle loro due metà tutte in ferro e la conseguente pesantezza, fanno sì che i rischi di trauma meccanico per qualsiasi essere che vi possa finire dentro parzialmente siano piuttosto elevati), anche la difficoltà nel trasporto le rende particolarmente difficili nell'utilizzo. Si è pertanto scelto di procedere alla valutazione delle *hancock* soltanto in quei casi in cui la frequentazione umana è stata ritenuta nulla o minima ed in cui è stato possibile monitorare il sito con dispositivi (vd par. successivo). Dopo una breve fase di sperimentazione in

campo ritenuta non soddisfacente, si è deciso di adottare le trappole a ganascia modificate, le *Victor Soft Catch*[®] *leghold*.

Sono stati utilizzati 3 differenti tipi di *leghold*: le *Victor Soft Catch* # 2 (chiamate “piccole”), quelle taglia-volpe già utilizzate con successo in Italia (Quaglietta 2006 Tesi di Laurea), le *Victor Soft Catch* # 3 con molla singola (“medie”), taglia coyote ed utilizzate con successo in altri studi (Ó Néill et al. 2007; A. de Jongh com. pers.) e le *Victor Soft Catch* # 3 taglia coyote ma con doppia molla (“forti”), da poco disponibili sul mercato e testate per la prima volta su questa specie in questo progetto.

Tutte le trappole utilizzate sono state sempre controllate tramite dispositivi d’avviso in caso di scatto (Ó Néill et al. 2007), per minimizzare il tempo di ritenzione dell’animale catturato e conseguentemente diminuire stress e rischi di traumi meccanici.

Si ritiene importante l’aver adottato tale scelta, nonostante in passato progetti di cattura di lontra (ed altri carnivori) tramite la stessa tipologia di trappole non abbiano previsto l’utilizzo di tali sistemi (Ruiz-Olmo et al. 1995; Medina-Vogel et al. 2007; N.M. Pedroso com. pers.) bensì il controllo delle trappole durante la notte, diminuendo la finestra temporale d’azione e potenzialmente condizionando il successo di trappolaggio. In letteratura, infatti, è stata documentata, su questa specie, una correlazione positiva tra il tempo che l’animale passa nella trappola e la gravità del danno che lo stesso può subire (Ó Néill et al. 2007). Inoltre, sono stati riportati vari casi di danni fisici (e.g. Fernandez-Moran 2003; Blundell et al. 1999) e morte (e.g. Serfass et al. 1996; Sjöåsen 1996; Ó Néill et al. 2007; A. de Jongh com. pers.) di animali catturati con le stesse tecniche utilizzate in questa ricerca.

E’ stato possibile testare sul campo molteplici tipologie di sistemi d’allarme. Si è partiti con l’uso della tecnologia VHF dei *Trap-transmitter* della Telonics Inc., già usati con successo in passato con questa specie (Blundell et al. 2000; Progetto Lontra Cilento - Università di Roma “La Sapienza” dati non pubblicati; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea). Si è passati poi a dispositivi più avanzati tecnologicamente quali i *Trap-Alarm* (CatchAlert[®], Mereltron B.V., Zutphen, Netherlands - www.trapalarm.com), e due versioni di *Telitrappier* (*Dutch Otterstation Foundation*[®]). Il vantaggio degli ultimi sistemi riguarda in primis il notevole risparmio di risorsa umana, dato che con l’utilizzo del sistema più antico (*trap-transmitter*) è necessario un controllo attivo da parte del (o degli) operatore/i nel corso delle notti.

Qualsiasi fosse il dispositivo utilizzato, la funzionalità consiste nel fatto che (1a) le trappole vengono legate ad un'estremità di un filo resistente ma fino (possibilmente poco visibile), alla cui altra estremità viene legato un magnete, che disattiva il sistema d'allarme. La chiusura della trappola (qualsiasi essa sia), porta alla trazione del filo e provoca così il disinnescamento del magnete, attivando il dispositivo che porta ad un cambiamento nella frequenza del segnale radio, nel caso dei dispositivi VHF, o ad una telefonata su telefono cellulare, nel caso dei dispositivi più moderni.

In alcuni modelli, tutto ciò non avviene proprio in tempo reale perché si possono programmare delle pause nel funzionamento per consentire il risparmio della batteria. I tempi delle pause sono a completa discrezione del ricercatore. Nel presente studio si è optato per 15 minuti, in base al fatto che anche i VHF venivano controllati (tramite accensione della radio-ricevente) con una cadenza, appunto, di 15 minuti, da operatori che pernottavano in campo durante l'intera notte di trappolamento e potevano così riposare, seppur brevemente, tra un controllo e quello successivo.

Il primo sistema moderno utilizzato consiste di due componenti: una, chiamata *Trap-Alarm*, emette un segnale VHF quando attivata dallo scatto di una trappola, e l'altra, *Relay Station*, riceve il segnale ed avvisa l'operatore mediante chiamata su telefono mobile. Ogni *Relay Station* può lavorare potenzialmente con un numero infinito di *Trap-Alarm*, purché questi siano nell'arco di 100-200 m (in assenza di ingombri e/o barriere) dalla stessa. Il sistema, inoltre, in caso di batterie scariche, avverte l'operatore tramite SMS.

Questo sistema ha dato alcuni problemi, in particolare di ricezione GSM e limitato raggio d'azione di ogni componente. Per tale motivo sono stati poi utilizzati per la maggior parte delle operazioni di trappolaggio i *Telitrapper*. Questi sono simili al *Trap-Alarm* nel funzionamento, ma ne differiscono per essere più stabili e potenti dal punto di vista della ricezione del network GSM pur perdendo la possibilità di essere collegati a più trappole contemporaneamente essendo pezzi singoli. La seconda versione di *Telitrapper* è uguale alla prima, semplicemente di ridotte dimensioni (c.ca 12 x 8 cm).

Dato l'elevato costo di entrambi gli apparecchi ed il non sempre perfetto funzionamento degli stessi (vd Risultati), uniti allo scarso budget del presente progetto, nella fase terminale dello stesso è stato sviluppato un nuovo prototipo di *trap-alarm* artigianale, denominato "*trapalhaço*" (® Pedro "Canicalho" Almada). Tale dispositivo, molto semplice nella costruzione e pertanto molto più economico di tutti i precedenti, consiste in un telefono cellulare incastrato in un telaio

in legno. Sopra il telaio in legno viene apposta una bacchetta in acciaio flessibile, mantenuta in tensione da una stecca di legno fissata in posizione verticale ed a cui viene legato il filo la cui estremità è a sua volta legata alle trappole. Lo scatto di quest'ultime mette in tensione il filo provocando l'azione della bacchetta d'acciaio che, funzionando come una molla, pigia su un pistoncino posizionato, tramite un binario, sul tasto di chiamata del telefono cellulare. In questo modo parte la chiamata dal telefono, precedentemente settato sul numero dell'operatore (eseguibile anche la modalità SMS).

3.2.1a Selezione dei siti di trappolaggio e posizionamento delle trappole

La scelta dei siti di trappolaggio a scala di paesaggio ha mirato alla cattura di esemplari di lontra in un'area più piccola possibile, nei dintorni della cittadina di Évora (Figure 4 e 5), sia per aumentare la possibilità di cattura di individui con *home-range* confinanti o sovrapposti tali da permettere successivamente indagini sulle interazioni sociali (par. 3.3.7), sia per minimizzare i costi del successivo monitoraggio.

Il criterio seguito è stato sia di tipo opportunistico (facilità di accesso) sia stratificato per *habitat*, in quanto ha riguardato sia tratti fluviali che il perimetro di invasi artificiali. Ciò al fine di limitare *bias* nella cattura di individui che utilizzassero con maggiore frequenza o i sistemi lotici o quelli lentic, dal momento che le indagini sulla selezione di tali tipologie d'*habitat* rientrava tra gli obiettivi del progetto di ricerca. Per limitare, inoltre, l'eventuale bias generato dal possibile disturbo antropico proveniente dalle aree urbane sul comportamento degli animali catturati/monitorati, nelle catture si è tenuto conto anche di tale categoria nell'uso del suolo, selezionando sia siti vicini ad abitati urbani, sia siti a maggiore naturalità. Si ricorda (vd par. 3.1), comunque, che l'intera area di studio e la regione dell'Alentejo (la più estesa del Portogallo) è caratterizzata da un'elevata omogeneità e dalla presenza piuttosto ben integrata di entrambe le categorie.

I criteri di selezione dei "micrositi" si sono basati essenzialmente sulle seguenti considerazioni:

- appurata frequentazione da parte della lontra (sufficiente il rinvenimento di pochi *spraint*, di preferenza non vecchi, dal momento che la specie è praticamente ubiquitaria nell'area – oss. pers.);
- sempre che possibile in acqua, in questo caso con una profondità mai superiore ai 12 - 15 cm. Quando non possibile si è usato anche substrato molle quale fango o sabbia;

- nei tratti di fiumi/torrenti con la minore ampiezza dell'alveo (idealmente $\leq 0,5$ m).

Riguardo il primo criterio, si è evitato di condurre dispendiosi transetti per il monitoraggio dei tassi di rivisita dei vari siti ai fini della scelta dei siti di trappolaggio, dal momento che la lontra occorre ovunque in quest'area ed in generale nel Portogallo (Trindade et al. 1998), per cui si propone uno scenario piuttosto raro in progetti che prevedono la cattura di un carnivoro: potenzialmente qualsiasi fiume, torrente, canale, diga o laghetto ospitano lontra (oss. pers.), pertanto la scelta può essere effettuata realmente soltanto in base a criteri ad esempio logistici o tecnico-scientifici (es. campionamento stratificato, con griglia superimposta) piuttosto che sulla base di possibilità di rinvenire il mustelide.

La scelta di piazzare le trappole preferibilmente in acqua è dettata dal fatto che così facendo si copre l'odore della trappola in maniera molto maggiore che sul terreno e, contemporaneamente, si aumenta la selettività del sito rispetto ad altre specie non target che difficilmente camminano nell'alveo bagnato. Il valore soglia di profondità dell'acqua è necessario in quanto superandolo si corre il serio rischio che la lontra passi sopra le trappole nuotando. Inoltre, trappole che di fatto legano l'animale al substrato (pur consentendogli una certa mobilità), costituirebbero un rischio d'annegamento in caso di acqua alta.

Un alveo ristretto infine aumenta di molto le possibilità di cattura, ovvero che la probabilità che l'animale passi sul piattello della trappola, che è di dimensioni piuttosto esigue (circa 5 cm).

In ogni microsito sono state montate da 1 a 11 trappole (media = 3; DS = 2), allestite in parallelo l'una all'altra o sfasate (o un misto delle due tecniche), in dipendenza della grandezza del sito e per massimizzare la probabilità che almeno una delle quattro zampe finisse sul piattello di una trappola. Inizialmente preoccupati per la possibilità che una lontra finisse con più di una zampa in differenti trappole, si è poi avuto modo di cambiare opinione in merito e di vedere invece tale evento come positivo. Con un maggior numero di zampe coinvolto, l'animale ha, infatti, una minore mobilità, con conseguente abbassamento dei rischi di traumi meccanici per lo stesso e, soprattutto, diminuzione dell'energia consumata nel tentativo di liberarsi con un probabile risparmio anche nello stress associato.

Le trappole sono state assicurate ad un albero (o alla radice dello stesso) o ad un picchetto di ferro infisso nel substrato, tramite catena (lunga c.ca 50 cm).

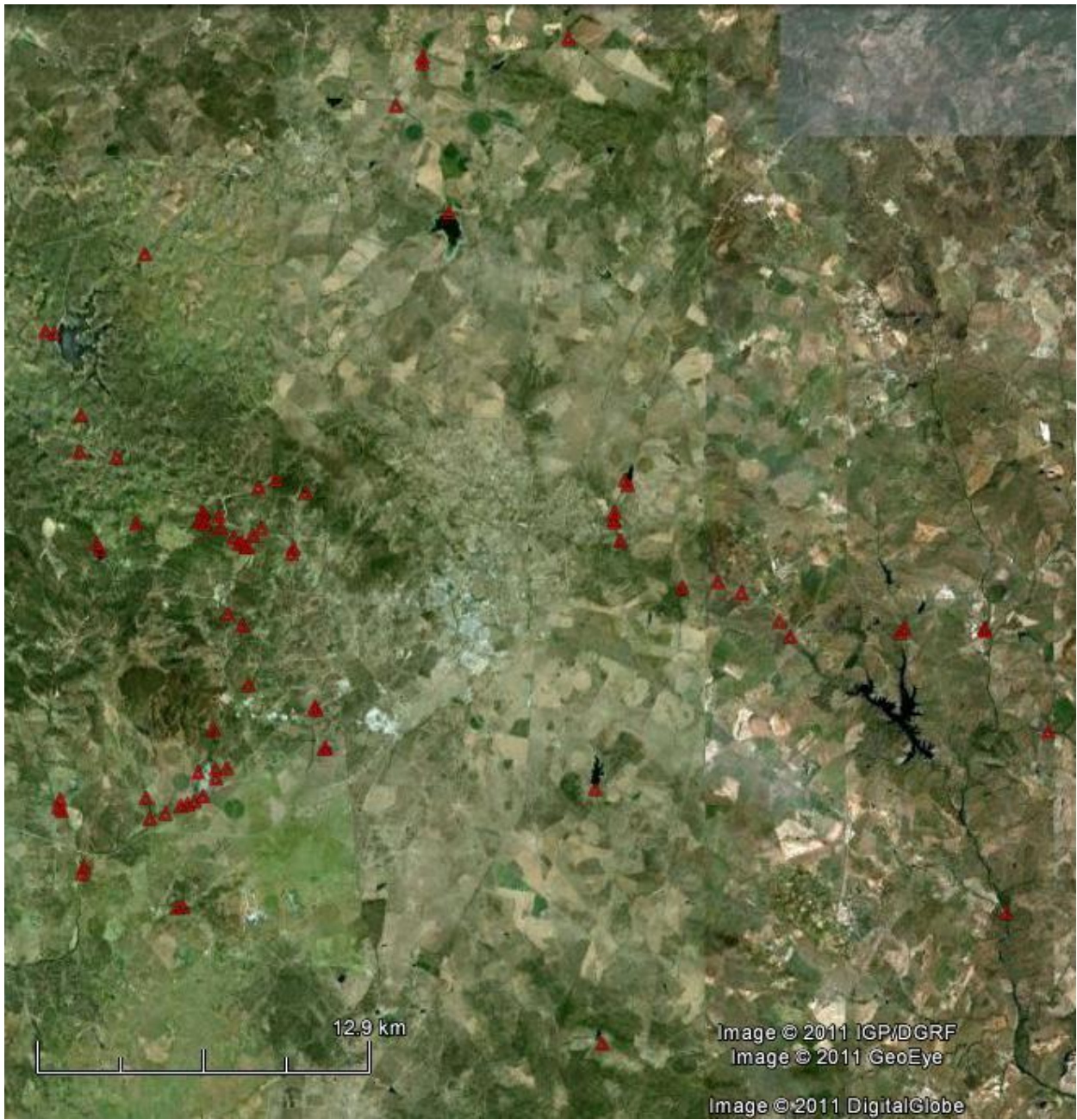


Fig. 4 Distribuzione dei siti di trappolaggio nell'area di studio.
Trapping sites in the study area.



Fig. 5 Particolare dei siti di trappolaggio nel torrente in cui è stato svolto lo sforzo maggiore (torrente Valverde – bacino del fiume Sado).

Zoom in of the trapping sites where the most intensive trapping effort was performed (Valverde Stream – Sado catchment).

3.2.2 Manipolazione e impianto chirurgico

Le lontre catturate sono state sedate tramite ausilio di un retino, con maglia in rete da pesca rinforzata e dal diametro approssimativamente di 50 cm, oppure di una tenaglia in legno, gentilmente donata da Tjibbe de Jongh e già utilizzata con successo in Irlanda (Ó Néill et al. 2008) (Figura 6). Tali strumenti sono serviti ad immobilizzare l'animale, già legato dalla trappola al suolo e dunque limitato nel movimento, per iniettarli i sedativi.

La scelta dei sedativi è ricaduta su una combinazione di Ketamina (Imalgene 1000) e Midazolam, in dosi rispettivamente di 10 mg/kg e 0,25 mg/kg. Si è preferito questa combinazione ad un'altra pur comune quale la Ketamina/Medetomidina (es. Fernandez-Moran et al. 2001b), perché viene considerata maggiormente indicata per la cattura di lontre fortemente stressate (Spelman et al. 1993; Ó Néill et al. 2008). Le dosi sono state definite in base ad una stima visiva del peso dell'animale. I sedativi sono stati somministrati tramite iniezione intramuscolare.

Una volta iniziato l'effetto dell'anestetico, l'animale è stato liberato dalla/e trappola/e e fatto entrare in una cassetta per il trasporto all'ospedale veterinario dell'Università di Évora, dove si è proceduto immediatamente a ulteriore anestesia ed all'impianto della radio-trasmittente (IMP 300/L 38 g, 8,1 x 2,3 cm, impiegata in un'unica occasione e 400/L 95 g, 9,7 x 3,3 cm – Telonics Inc., Mesa, Arizona) nella cavità peritoneale. Tali trasmettenti sono state già impiegate in numerosi studi di *radio tracking* di lontra (es. Melquist & Hornocker 1983; Reid et al. 1986; Blundell et al. 2000; Somers & Nel 2004) inclusa la eurasiatica (es. Sjöåsen 1996, 1997; Ruiz-Olmo et al. 2001b; Mattei et al. 2005; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea).

Il protocollo veterinario utilizzato ha seguito quasi integralmente l'approccio utilizzato da Ó Néill et al. (2008). In dettaglio, è consistito in un'ulteriore induzione dell'anestesia con midazolam (0,25 mg/kg) e ketamina (10 mg/kg), via intramuscolare (regione lombare). Il piano anestetico è stato poi mantenuto tramite somministrazione di gas isoflurano (1 - 1,5 % in ossigeno) attraverso una maschera che permette la collocazione del tubo endotracheale (diametro 4 - 4,5 mm), e monitorato tramite pulsossimetria, esplorazione dei riflessi e ascolto toracico. L'animale è stato posizionato in decubito laterale sinistro sopra la tavola operatoria, e il campo chirurgico preparato mediante tricotomia di una fascia di 1 cm di larghezza e 8 cm di lunghezza, parallelamente all'ultima costola, del lato destro. Sopra il pelo periferico al campo è stato applicato un gel antisettico e la zona dell'incisione preparata con alcool etilico a 70°, seguito da soluzione dermica di iodopovidone. È stato poi collocato sopra la regione un panno di campo

sterile adesivo, coperto a sua volta con un panno di campo sterile di tessuto e fenestrato (dotato di un'apertura centrale). L'incisione della pelle è stata realizzata con lamina da bisturi n° 24, e l'accesso alla cavità peritoneale ottenuto per dissezione romba con forbici, attraverso i tessuti subcutanei e gli strati muscolari. Dopo un breve lavaggio con soluzione fisiologica sterile, al fine di lavar via eventuali residui di gluteraldeide (sostanza con la quale erano state sterilizzate le radio almeno due ore precedenti l'operazione, come raccomandato dalla stessa ditta fornitrice - Telonics 1994), l'impianto è stato collocato nella cavità peritoneale. L'incisione viene chiusa in tre piani distinti (strati muscolari, tessuto subcutaneo e pelle), ricorrendo a filo da sutura assorbibile monofilo di gliconato (Monosyn 2/0). E' stato somministrato antibiotico per via subcutanea (amoxicilina LA, in dose da 15 mg/kg, associata a cefovecina, in dose da 8 mg/kg) e meloxicam (0,2 mg/kg), sempre in subcutanea. Sull'incisione è stata infine applicata una pomata con una associazione antibiotica (polimixina B, neomicina e bacitracina). Quando possibile è stato registrato un elettrocardiogramma.

Le operazioni di anestesia ed impianto delle radio-trasmittenti sono state effettuate all'ospedale veterinario dell'Università di Evora, dalla dott.ssa Joana da Costa Reis ed il Prof José Potes, coadiuvati dal candidato e da assistenti biologi e veterinari.

Ancora sotto gli effetti dell'anestesia, l'animale è stato sottoposto a misurazioni morfometriche (peso, lunghezza totale, lunghezza coda ed altri dettagli registrati in un'apposita scheda – vedi Appendice 7), è stato raccolto un campione di pelo e di sangue dalla vena radiale o giugulare (ricorrendo ad un microtubo con EDTA e ago 21G) per le indagini genetiche, ed è stato collocato un microchip per il riconoscimento individuale subcutaneamente, nel lato sinistro e cranialmente alla scapola.

L'età è stata stimata in base al grado di consumo dei denti, al peso/dimensioni corporali ed agli organi genitali (Ó Néill et al. 2009). Inoltre, in caso di rinvenimento del cadavere di animali (marcati e non marcati) all'interno dell'area di studio, si è provveduto all'estrazione di un canino per una stima dell'età più precisa attraverso l'analisi degli anelli del cemento (Heggberget 1984 apud Heggberget 1988). Tali indagini sono state svolte dalla dottoressa Jiska van Dijk, sotto la supervisione della dottoressa Thrine Moen Heggberget, del laboratorio del *Norsk Institut for Naturforskning* (Trondheim, Norvegia).

Alcuni individui sono stati marcati anche esternamente, tramite decolorazione del pelo (attraverso un decolorante per capelli da donna - crema decolorante *Garnier Nutrisse*), in modo

da poter essere riconosciuti in natura dopo il rilascio. A talte scopo sono state montate una serie (N = 8) di trappole fotografiche (Camtrakker ©), una ogni 2 km circa di linea d'acqua, con l'intento di fotografare ogni lontra che passasse davanti. L'obiettivo era ottenere dati preliminari di questo tipo che permettessero la valutazione di tale metodo per stimare la densità di lontre in un'area nonché per documentare il ricongiungimento di nuclei familiari dopo la cattura di cuccioli o madri in allattamento.

Per il rilascio si è optato per una liberazione subito dopo il recupero dall'anestesia post-operatoria. Tale scelta, diversa da quella adottata nella maggioranza degli studi simili sulla specie (Melquist & Hornocker 1983; Serfass et al. 1996; Saavedra 2002; Progetto Lontra Cilento - Università di Roma 'La Sapienza' dati non pubblicati), è stata motivata dall'evolversi di antibiotici di lunga durata, che consentono una protezione a lungo termine degli animali rilasciati e dalla volontà di non privare per troppo tempo una lontra adulta dal proprio territorio e di non separare nuclei familiari, nel tentativo, dunque, di creare il minor impatto possibile sul comportamento naturale degli individui catturati. Questo approccio è già stato utilizzato con successo (comprovato reincontro di nuclei familiari) da alcuni ricercatori in Irlanda (Ó Néill et al. 2008).

In caso di rinvenimento di individui morti di lontra è stata effettuata necropsia ogni qualvolta il cadavere fosse in condizioni tali da permetterlo (Quaglietta 2010). Successivamente alla partecipazione, del candidato, al *Otter Post Mortem Workshop*, tenutosi ad Aarhus (Danimarca), nel Febbraio 2010, le necropsie sono state condotte seguendo il protocollo standard del *IUCN SSC Otter Specialist Group* - (Simpson 2007).

Tutte le operazioni di trappolaggio, manipolazione ed impianto chirurgico sono in accordo con le linee guida approvate dalla American Society of Mammalogists per l'uso di animali selvatici nella ricerca (Gannon et al. 2007) e sono state avallate ed autorizzate dall'*Institute for Nature and Biodiversity Conservation* (ICNB).



Fig. 6 Tenaglia in legno già utilizzata con successo su lontra in Irlanda (Ó Néill et al. 2008), per le operazioni di manipolazione e sedazione delle lontre catturate. La lontra viene bloccata nel torace per il tempo necessario alla somministrazione degli anestetici, che avverrà per via intramuscolare in una delle zampe posteriori.

Wooden tong already successfully used on otters in Ireland (Ó Néill et al. 2008) to handle the captured otters and administer sedation drugs. The otter's chest is blocked for the time necessary for the intramuscular administration of anesthetics (typically in the hind leg).

3.2.3 Campione genetico

Oltre al prelievo di sangue e pelo dagli individui marcati, si è provveduto alla raccolta dei peli in quei casi in cui erano rimasti nelle trappole dopo la fuga della lontra.

Grazie ad uno studio pluriennale sulla mortalità da strada condotto nell'area di studio (progetto MOVE – UBC, Università di Évora) si è avuto frequentemente accesso a esemplari di lontra morti a causa di impatti con il traffico stradale nell'area di studio. In questi casi si sono pertanto potuti estrarre campioni di muscolo (c.ca 1 cm²) e/o pelo, essendo il primo condizionato dallo stato di degenerazione del corpo al momento del ritrovamento, ed associarli alle coordinate del luogo in cui erano stati investiti.

Il campione è stato poi integrato tramite la raccolta di 8 escrementi (*spraint*) freschi di lontra, successivamente genotipizzati (vd par. 3.3.1 in seguito). Tale metodo non invasivo è avvenuto

nel mese di dicembre, scelto per le basse temperature che inibiscono l'azione degli enzimi idrolitici presenti negli *spraint* e quindi la degradazione di questi ultimi (Hájková et al. 2006). In particolare, si è avuto l'accortezza di procedere alla ricerca e raccolta degli *spraint* di notte o alle primissime ore dell'alba, in modo da poterli identificare come freschi (vd Sales-Luis et al. 2009) e raccogliarli poche ore dopo la deposizione. I siti di raccolta hanno riguardato quelle zone ove mancavano campioni genetici, e sono stati scelti in base alla facilità d'accesso, importante in queste condizioni di scarsa visibilità e di scivolosità degli alvei fluviali.

I peli sono stati conservati in buste di carta bianca a loro volta contenute in sacchi di plastica con chiusura zip-lock insieme a silica gel, il tutto a temperatura ambiente. I campioni di sangue sono stati mantenuti nei tubi con EDTA in frigorifero (-4 °C), insieme ai campioni di muscolo, conservati in eppendorf con etanolo puro (P. Hájková com. pers.).

Gli *spraint* sono stati raccolti direttamente in contenitori di plastica precedentemente riempiti con etanolo assoluto, trasportati in una borsa termica e poi conservati a -20 °C.

3.2.4 Radio-monitoraggio

La radio-telemetria è una tecnica di osservazione indiretta basata sulla ricezione di impulsi radio provenienti da una trasmittente, annessa all'animale, che ne indica la localizzazione e altri parametri biologici (Kenward 2001).

L'impulso emesso dalla trasmittente viene captato dall'antenna, la quale permette di rilevare la direzione (*bearing*) dell'apparecchio e quindi dell'animale; dunque, per ottenere una stima della localizzazione (*fix*), sono state rilevate le direzioni di massima intensità del segnale radio da più stazioni di ricezione, georeferenziate e distanziate tra loro. La tecnica descritta è quella della triangolazione a distanza (White & Garrott 1990). Le lontre marcate sono state localizzate attraverso tale metodo ad una distanza minima di circa 150-200 metri dalla posizione in cui si stimava fosse l'animale, nel tentativo di disturbarlo il meno possibile. Per evitare errori dovuti a eventuali spostamenti degli animali durante il rilevamento dei *bearing*, questi sono stati presi in un intervallo di tempo non superiore ai 15 minuti (Schmutz & White 1990). I due o più *bearing* rilevati sono stati proiettati su ortofoto dell'area di studio in scala 1:10000. Il centro di ogni poligono d'errore (Samuel & Fuller 1994) è stato ritenuto la localizzazione dell'animale e trasformato in coordinate (UTM WGS 84 29 N).

Oltre alla localizzazione dell'animale e a dati di tipo ambientale (Appendice 1), è stata rilevata anche l'attività dell'individuo, in base alla variazione di intensità del segnale emesso dalla radio-trasmittente (Beja 1996a). E' stato anche possibile distinguere un semplice movimento (*moving*)

da quando la lontra si immergeva (*diving*), dal momento che sott'acqua il segnale scompare o si abbassa notevolmente e repentinamente (Beja 1996a; oss. pers.). Tale discriminazione tra le due attività (*diving* e *moving*), tuttavia, è da adottare con molta cautela, in quanto è stato notato che se l'animale effettua immersioni in acque poco profonde (da pochi cm fino a mezzo metro) il segnale spesso non scompare del tutto ma si affievolisce soltanto, risultando pertanto difficile discriminare tra quello che è a tutti gli effetti un *diving* ed un *moving*. Quello che viene percepito come *moving*, dunque, potrebbe riguardare una lontra in apnea superficiale, mentre viceversa un *diving* percepito indica sempre una effettiva immersione (Quaglietta et al. 2008). E' stata infine registrata l'attività come *travelling* quando nel tempo necessario a prendere 3 *bearing* questi risultavano quasi paralleli tra loro, non permettendo di "chiudere" la triangolazione ed indicando uno spostamento sostanziale dell'animale (c.ca > di 3-400 m).

Durante la fase diurna, quando le lontre sono solitamente inattive (Beja 1996a; Kruuk 2006), si è proceduto alla descrizione delle caratteristiche dei rifugi diurni, tramite la tecnica dell'*homing* (Mech 1983). In questo caso, attraverso un navigatore satellitare (GPS) *Garmin Etrex Venture* sono state determinate le coordinate "esatte" (a meno dell'errore dello strumento) ed una serie di parametri ambientali associati (Appendice 2). Qualora, invece, l'animale si incontrasse in attività, la localizzazione è avvenuta attraverso triangolazione. Non è stato tuttavia possibile arrivare alla visualizzazione delle lontre e dunque alla localizzazione esatta dei loro rifugi, a causa delle difficoltà di penetrare all'interno di macchie di vegetazione intricata e per non disturbare gli animali. Tranne rari casi, non si è potuto pertanto appurare se il sito di riposo fosse una tana vera e propria (*den*) o un giaciglio sul substrato (*couche* - Kruuk 1995). Il più delle volte l'animale è rimasto all'interno del rifugio ed inattivo come già documentato in precedenti studi (es. Beja 1996a). I dati sui rifugi diurni non sono tuttavia riportati nel presente documento perché ancora in fase di elaborazione.

Inizialmente (primi due mesi), ogni individuo è stato localizzato ogni dodici o tredici ore; dopo la cattura della terza lontra ogni trentasei – trentasette ore. I primi due animali catturati sono stati seguiti con una frequenza maggiore perché non si aveva la certezza che il campione di animali sarebbe aumentato. In occasioni quali femmine in allattamento o gravide si è scelto di intensificare l'attività di monitoraggio, per massimizzare le informazioni riguardanti selezione ed utilizzo di tane riproduttive.

La scelta sulla frequenza di monitoraggio, ponderata come la migliore a priori in relazione ad un bilancio costi/benefici inerente l'entità del campione e lo sforzo per ottenerlo, è stata in funzione di consentire una equa ripartizione in *fix* diurni e notturni ed una frequenza omogenea di campionamento nell'arco delle 24 ore del giorno. Raccogliere, infatti, un maggior numero di

localizzazioni sarebbe potuto essere oltre che economicamente improbabile anche tecnicamente sconveniente, perché avrebbe portato ad un campione potenzialmente autocorrelato (Swihart & Slade 1985a; Worton 1987; White & Garrot 1990; Harris et al. 1990). Più che l'indipendenza statistica delle localizzazioni, è considerata in realtà fondamentale la scelta della frequenza in un campionamento radio-telemetrico (es. De Solla et al. 1999). Essa dipende dagli obiettivi dello studio e spesso è necessario decidere tra la raccolta di pochi dati su molti animali o viceversa (Samuel & Fuller 1994), cercando di ottenere un compromesso raccogliendo dati il più precisi possibile per il numero di animali che lo consente (Alldredge & Ratti 1986). Per una corretta scelta della frequenza di campionamento sarebbe dunque buona norma poter disporre di dati preliminari riguardo il comportamento e la capacità di spostamento degli animali nell'area di studio (sensu Kenward 2001). Non esistendo dati di questo genere riguardo la lontra in Portogallo, per il presente lavoro la scelta è avvenuta come descritto e si è poi cercato di verificare a posteriori che il campionamento radio-telemetrico fosse stato omogeneo (vd par. 3.3.7).

Oltre alle localizzazioni puntuali dei rilevamenti singoli o *fix*, sono state realizzate anche sessioni continue di monitoraggio (cicli). Ogni ciclo è consistito nel monitorare l'individuo marcato raccogliendo una localizzazione singola (chiamata in questo caso *fix_cycle* per differenziarla dalle localizzazioni puntuali singole) ogni 15 minuti (Durbin 1996a) e per periodi di ventiquattro (ciclo di attività quotidiano), dodici, sei, quattro o meno ore, durante la notte (ciclo di attività notturna). La scelta di concentrare i cicli di durata minore esclusivamente nella fase notturna (dal crepuscolo prima del tramonto a poco dopo l'alba, cercando di cominciare prima dell'inizio dell'attività della lontra e di terminare dopo la cessata attività) e di continuare a monitorare l'attività diurna principalmente attraverso i *fix* è stata dovuta al fatto che in letteratura la specie è descritta come principalmente notturna (Kruuk 1995, 2006; Beja 1996a) e che tale comportamento era stato riscontrato anche nelle fasi preliminari del presente progetto. Durante il ciclo l'operatore stimava la posizione dell'animale tramite triangolazione a distanza, annotando anche l'attività, l'ora, e la stessa serie di variabili ambientali dei *fix* singoli.

Sempre che possibile, sono state realizzate sessioni di monitoraggio simultaneo di individui con *home-range* confinanti o sovrapposti, tramite l'impiego di almeno due operatori (uno per animale). Queste, insieme a localizzazioni puntuali simultanee degli stessi, permettono l'analisi delle interazioni sociali (vd par. 3.3.7).

Come materiali sono stati utilizzati: una radio-ricevente Sika (Biotrack, Ltd.) con scanner digitale ed un'antenna manuale Yagi a 3 elementi flessibili (Biotrack, Ltd.). Durante le iniziali

fasi di ricerca degli animali, che avvenivano in auto, la telemetria veniva effettuata tramite un'antenna yagi a 6 elementi rigidi (Biotrack, Ltd.), montata sopra il tetto del veicolo.

La tecnica della triangolazione ha insiti dei forti limiti, dovuti a vari fattori come la potenza della trasmittente e della ricevente, l'orografia del paesaggio, la distanza dall'animale, errori degli strumenti stessi e da parte degli operatori, i movimenti degli animali ed altri fattori (Samuel & Fuller 1994; Kenward 2001). In questo studio, la stima dell'errore di localizzazione è avvenuta tramite comparazione della posizione "reale" di una radio VHF (uguale a quella usata negli impianti delle lontre monitorate), previamente nascosta in differenti tipologie d'*habitat* (fiumi e invasi artificiali) nell'area di studio, con quella stimata da triangolazione effettuata ad una distanza maggiore di 150 metri. Il calcolo, che ha coinvolto 6 operatori per un numero totale di 126 triangolazioni di 11 radio diverse, ha portato alla stima dell'errore medio risultato di 48,5 metri (DS = 53,6; risoluzione minima, dettata dal 95° percentile = 152,5; valore massimo = 341).

3.2.5 Sviluppo del dispositivo GPS GSM-GPRS

Come ricevitore GPS, è stato utilizzato un GE863-GPS (® Telit, Italy), il più piccolo (41.4 x 31.4 x 3.6 mm) modulo GPS *Global System for Mobile Communications/General Packet Radio Service* (GSM/GPRS) disponibile sul mercato al tempo dello studio. Esso integra 20 canali GPS in un *Printed Circuit Board* (PCB) ed è alimentato da una batteria VARTA LiPo, con una capacità da 2500 mAh ed una durata stimata di 42 giorni con una frequenza di 4 localizzazioni al giorno.

Per risparmiare consumo, l'unità è dotata di cicli *awake-deep sleep* (Gau et al. 2004), durante i quali, ad ogni tentativo, si accende, registra una localizzazione (*fix*) durante un period di 24–380 secondi (media = 145,2 secondi; DS = 112,1) e poi entra in una modalità dal basso consumo sino al prossimo tentativo di registrazione di una localizzazione.

All'unità sono state collegate un'antenna GPS per applicazioni marine e sottomarine (Wi-Sys Communication Inc.) ed un'antenna PCB GSM.

Le dimensioni totali ammontano a circa 65 x 45 x 28 mm, per un peso di 84 g ed un prezzo di 630,25 € (IVA esclusa).

Ogni componente è stato coperto da un foglio di polietilene e inserito in un contenitore realizzato con un tubo di plastica termoriscaldante, chiuso tramite calore al fine di prevenire la penetrazione dell'acqua. L'astuccio così ottenuto è stato poi ricoperto con uno strato di resina epossidica (circa 5 mm) per aumentare la protezione da acqua, morsi e graffi contro rocce o rami.

Gli apparecchi GPS sono di solito programmati dai ricercatori per acquisire localizzazioni in base alla frequenza richiesta ed a limiti nella capacità delle batterie (Rodgers 2000). Il modulo Telit ha un'applicazione onboard *Python*TM che serve da *script* interpreter. Grazie ad esso la *Dutch Otterstation Foundation* ha prodotto uno *script* che riporta i dati, con la possibilità di cambiare gli orari e la frequenza del campionamento remotamente, online.

I dati delle localizzazioni vengono dunque acquisiti tramite un servizio combinato GSM/GPRS ed una SIM card prepagata e immagazzinati in un online database (MySQL), potendo venire visualizzati direttamente su *Google maps* (vedi Risultati par 4.7.2). Il *software* è dotato di un data logger, capace di salvare le localizzazioni (sino a un massimo di 100) ogni qual volta il segnale GSM non sia disponibile, per poi mandarle non appena questo ritorni (al successivo tentativo programmato).

Sono state testate due versioni differenti del *software* GPS. La seconda differisce dalla prima per avere 10 secondi in più nel tempo di registrazione di una localizzazione.

Ogni tentativo di registrazione localizzazione andata a buon fine ha fornito le seguenti informazioni: coordinate geografiche, data, ora, stato di carica della batteria, stato della localizzazione (*fix* 1D, 2D o 3D, in base al numero di satelliti rilevati) ed il tempo impiegato dall'unità per registrare e fornire la localizzazione.

3.2.6 Sperimentazione del dispositivo GPS GSM-GPRS tramite test statici in campo

Una serie di test statici in campo è stata intrapresa, da Luglio a Dicembre 2009. Ogni sessione è durata in media 6,48 ore (DS = 2,00), con una localizzazione prevista ogni 10 o 20 minuti, per un totale di 390 tentativi effettuati.

In ogni sessione, è stato piazzato uno zainetto GPS in siti sul terreno, all'incirca allo stesso livello dell'altezza di una lontra.

I siti sono stati selezionati secondo un criterio misto ovvero soggettivo (in modo da includere *habitat* ripariali, torrenti ed invasi artificiali), opportunistico (in base alla facilità di accesso) e stratificato (Thompson et al. 1998) sulla base delle tipologie d'*habitat* (Tabella 1) utilizzate dalle lontre monitorate (tramite radio-telemetria VHF) all'interno del presente progetto di ricerca. I siti localizzati nel mezzo delle dighe (mantenuti sulla superficie dell'acqua) sono stati raggruppati insieme a quelli situati in *open woodland*, dal momento che i primi erano limitati come campione (N = 24) ed entrambi dividevano la quasi totale assenza di copertura vegetazionale.

A parte la tipologia d'*habitat*, durante ogni sessione sono state registrate altre variabili ambientali (Tabella 1) e, specificamente per l'*habitat* ripariale, il grado d'inclinazione del GPS, la posizione di quest'ultimo rispetto all'alveo fluviale (trasversalmente) e la profondità alla quale

esso era stato sommerso (ad una profondità media di 0.49 ± 0.26 m, sulla base delle informazioni sul comportamento di nuoto della lontra nell'area di studio - L. Quaglietta dati non pubblicati). Una stazione meteorologica situata al centro dell'area di studio ha fornito i dati climatici ad una scala temporale fine (ogni 10 minuti) (Tabella 1).

Sono stati definiti due tipi di tassi di successo: il GSM *Fix Success Rate* (GSM SR), calcolato come la proporzione di localizzazioni previste e trasmesse dal dispositivo GSM anche senza coordinate geografiche (ovvero, laddove non vi fosse copertura GPS per poter rilevare satelliti, ma, essendoci invece copertura GSM, l'apparecchio poteva inviare comunque il dato); e il GPS *Fix Success Rate* (GPS SR), cioè la proporzione di tentativi programmati ed effettivamente risultati nell'acquisizione di una localizzazione.

L'accuratezza di una localizzazione, d'ora in avanti *GPS Location Error* (GPS LE), è stata definita come la distanza Euclidea in m tra ogni sito del test individuale e la posizione "vera" (Cargnelutti et al. 2007), stabilita con un GPS portatile (Garmin eTrex Venture ® HC con l'alta sensibilità WAAS attivata).

L'uso di un GPS portatile, anch'esso soggetto ad errore, potrebbe, infatti, condurre ad una minore accuratezza. Sfortunatamente, non si aveva accesso ad una stazione di referenza, che ci avrebbe consentito di limitare tale problema attraverso la correzione differenziale delle coordinate, come avvenuto in altri studi (e.g. Cargnelutti et al. 2007; Sager-Fradkin et al. 2007). Comunque, si ritiene la soluzione presa accettabile, considerando lo scopo dello studio (più focalizzato sull'identificare quali variabili ambientali influenzano la performance del sistema GPS che esattamente quantificarne gli errori associati), l'elevata accuratezza mostrata dal GPS portatile (3.93 m; DS = 1.12; intervallo: 2-7; N = 305) e la grande percentuale di fix 3 D (questi ultimi considerati i più accurati - Moen et al. 1996; Rempel & Rodgers 1997; Dussault et al. 2001; Cargnelutti et al. 2007) raccolti sia nei test in campo che dagli animali marcati (vedi Risultati).

Variabili esplicative	Tipo	Descrizione
fSftw	Categorica	Versione del software GPS: (1) vecchia; (2) nuova
fHabType	Categorica	Tipologia d' <i>habitat</i> : (1) human settlements; (2) open woodland; (3) riparian
fCanopy2	Categorica	Canopy: (1) <60%; (2) 61-100%
fWatSub	Categorica	immersione o meno del GPS: (1) sott'acqua; (2) fuori dall'acqua
fDepth	Categorica	Classi di profondità alla quale è stato sommerso il GPS: (1) fuori dall'acqua; (2) 0-30cm; (3) 31-50cm; (4) 51-150 cm
fLight	Categorica	Periodo del giorno: (1) Notte (2) Giorno
fLocal	Categorica	Numero identificativo della località in cui è stato posizionato il GPS
fDate	Categorica	Data del test da campo
fInclination	Categorica	Angolo del GPS: (1) 90°Sx; (2) 45°; (3) 90°Dx; (4) 180°
fPosition	Categorica	Posizione del GPS relative all'alveo fluviale: (1) Vicino la sponda; (2) Centro alveo
SR	Continua	Radiazione solare (W/m ²)
W	Continua	Velocità del vento (m/s)
Rain	Continua	Precipitazioni (mm)
Variabili di risposta	Tipo	Descrizione
GPS SR	Binaria	Tentativi d'acquisizione programmati, risultanti in successi (1) o insuccessi (0)
GPS LE	Continua	Valore d'errore della localizzazione GPS rispetto a quella "reale" (m)

Tab. 1 Variabili utilizzate nella valutazione del funzionamento del GPS in test statici in campo.

I dati climatici a scala temporale fine (10 x 10 minuti) sono stati gentilmente concessi dal Centro di Geofisica dell'Università di Évora (<http://www.cge.uevora.pt/>).

Variables used in the evaluation of GPS performance in field stationary tests.

Fine temporal scale (10 x 10 minutes) climatic data were provided by the Geophysics Centre of the University of Évora (<http://www.cge.uevora.pt/>).

3.2.7 Applicazione del dispositivo GPS GSM-GPRS sulle lontre

Poiché l'impianto addominale di un apparecchio GPS non è possibile, perché richiederebbe un'antenna esterna, mettere in pratica questa tecnologia sulla lontra deve superare alcune difficoltà tecniche. Un collare è stato precedentemente ritenuto impraticabile o addirittura rischioso per le lontre, e non è raccomandabile per questi o altri mustelidi, visto che il diametro del loro collo è simile a quello della loro testa (Melquist & Hornocker 1979; Melquist & Hornocker 1983; Mitchell-Jones et al. 1984; Kruuk 2006; Zschille et al. 2008). Ad oggi, l'alternativa più affidabile per l'applicazione di GPS su lontra sembrano essere gli zainetti. Questi, infatti, sono già stati usati su lontre (Mitchell-Jones et al. 1984; Kruuk 2006; Ó Néill et al. 2008), e, sebbene vi siano alcune preoccupazioni riguardo alla salute degli animali e possibili rischi (op. cit.), non sono stati riportati eventi significativi negli studi citati.

Si è optato dunque per l'utilizzo degli zainetti, ed è stata montata la seconda versione del *software* GPS GSM-GPRS su sei lontre selvatiche, catturate nel corso del progetto di ricerca.

L'astuccio precedentemente descritto è stato fissato su di uno zainetto di cuoio sottile (Figura 7) e quest'ultimo è stato applicato sulle lontre, seguendo le procedure di due studi precedenti, che avevano usato zainetti VHF sulla stessa specie (Mitchell-Jones et al. 1984; Ó Néill et al. 2008).

Gli zainetti sono stati costruiti in parte in anticipo, in modo da attivare i GPS e montarli soltanto in campo. Questo ha evitato periodi di maneggiamento degli animali più lunghi ed ha consentito un risparmio di consumo delle batterie e la necessaria buona ricezione iniziale dei satelliti sotto il cielo aperto.

Una piccola radio trasmittente VHF è stata aggiunta all'unità GPS per consentire il recupero del dispositivo dopo l'eventuale caduta dall'animale, supponendo che quest'ultima potesse essere provocata dall'usura delle cinghie di pelle. Ogni zainetto pesava approssimativamente 220 g. pari al 4.8% della più piccola lontra marcata.

Il costo del materiale (i.e. pelle, tubi, colla, cinghie) di ogni zainetto è di circa € 40 e sono stati raccolti dati (localizzazioni delle lontre marcate) al costo di 1 € al giorno, indipendentemente dalla frequenza programmata.

Prima di montarlo su animali selvatici, si è valutato l'impatto dello zainetto GPS su una lontra femmina nata in natura e mantenuta sino all'età adulta in cattività (nel Centro di Recupero della Fauna Selvatica di Sant'Andrè - CRASSA) per un progetto di rilascio in natura (Quaglietta et al. dati non pubblicati) (Figura 8), attraverso la sua osservazione (diretta, tramite alcune postazioni disponibili nel centro ed indiretta, tramite l'utilizzo di telecamere) prima e dopo la dotazione dello zainetto.

Gli apparecchi (GPS) sono stati programmati in modo da registrare le localizzazioni durante le ore notturne, coincidenti con il periodo di maggiore attività delle lontre (Beja 1996a; Kruuk 2006), anche nell'area di studio (Quaglietta et al. 2008; presente lavoro).

Ogni volta che uno zainetto sembrava fosse caduto (localizzazioni successive sempre nello stesso sito) veniva fatto un tentativo di recupero, così da poter riutilizzare il GPS nonché calcolare l'accuratezza in veri siti "di lontre".

Dai dati provenienti dalle lontre marcate sono stati calcolati il GSM e GPS SR, ritenuti indicativi delle prestazioni del GPS su animali in libertà.

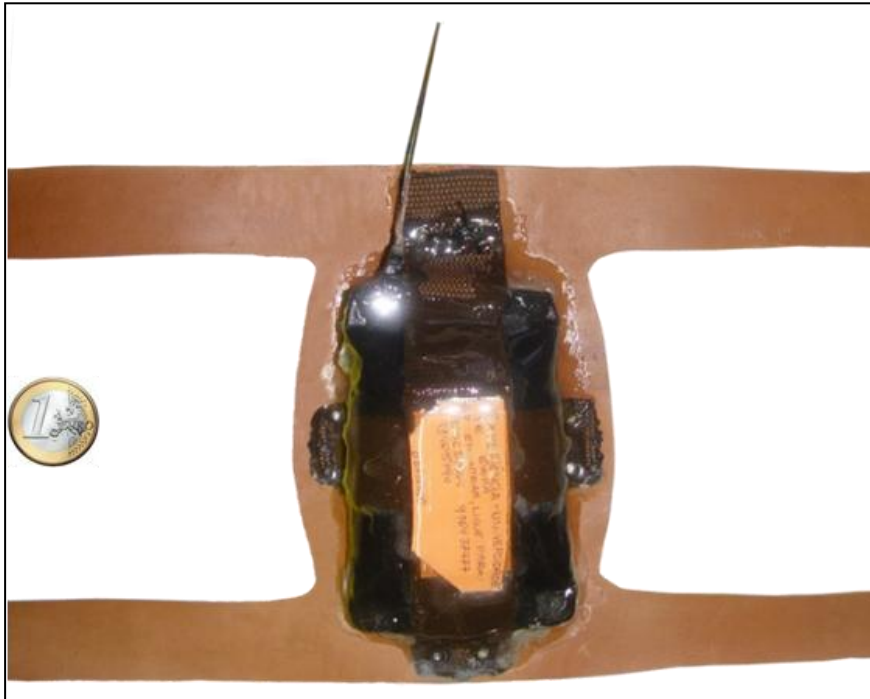


Fig. 7 Zainetto con il sistema GPS GSM/GPRS, contenuto all'interno dell'astuccio protettivo e coperto da uno strato di resina epossidica.

Harness with the GPS GSM/GPRS system contained within the protective case and covered by an epoxy layer.



Fig. 8 Primo esemplare di lontra (una femmina di lontra eurasiatica – *Lutra lutra* - nata in natura e mantenuta sino all'età adulta in cattività, nel “Centro de Recuperação de Animais Selvagens di Sant’Andrè” – CRASSA - per un progetto di rilascio in natura di giovani lontre orfane - Quaglietta et al., dati non pubblicati) dotato di sistema GPS (tramite zainetto).

*First otter tagged with a harness GPS system: a wild born female of eurasian otter (*Lutra lutra*) kept in captivity (at “Centro de Recuperação de Animais Selvagens di Sant’Andrè”) for a project which aims to release orphaned otters (Quaglietta et al. unpublished data).*

3.2.8 Transetti per la misurazione della disponibilità d’acqua

La disponibilità della risorsa idrica lungo i corsi d’acqua ricadenti all’interno degli *home-range* delle lontre monitorate è stata definita attraverso appositi *survey* realizzati su transetti (*water survey*). L’alveo dei torrenti costituenti le aree vitali degli animali monitorati sono stati dunque percorsi cercando di coprire la maggiore porzione (vedi testo in seguito) del territorio da essi occupato. Tali transetti consistevano nel camminare nell’alveo del corso d’acqua calzando stivali ascellari o in barca, annotando, con l’ausilio di un GPS (*Garmin eTrex Venture ® HC*), le coordinate di inizio e fine dei tratti con acqua. Era inoltre rilevata la caratteristica idromorfologica del tratto in questione (*pool*, *run* o *riffle*) e stimata la larghezza e la profondità medie e massime dei tratti con acqua. E’ stata considerata “*pool*” un tratto di fiume relativamente

più largo rispetto al resto del fiume e caratterizzato da assenza/rallentamento di corrente e con profondità maggiore. Al contrario, i tratti di “*run*” sono relativamente più stretti, con acque in movimento ed una profondità non superiore ai 40 cm. Infine, i tratti “*riffle*” vengono riconosciuti da un’alta velocità della corrente ($>0,7\text{m/s}$) che comporta una evidente turbolenza sulla superficie dell’acqua (Ilhéu 2004).

Le misure sono state prese utilizzando una rondella metrica; nel caso di profondità superiori al metro e mezzo è stata utilizzata un’imbarcazione ed una corda suddivisa in sezioni di 10 cm e dotata di un peso all’estremità.

I transetti sono stati effettuati due volte all’anno, una durante la stagione umida ed una in quella secca (vd par. 3.1.1).

Nei 3 anni di campionamento sono stati percorsi circa 160 km cumulativi, lungo i corsi d’acqua utilizzati da 12 lontre marcate (non sono stati effettuati transetti solo per i due maschi morti dopo un periodo di monitoraggio molto breve, M6 e M7, e per F8 ed F13, catturate nella fase finale del progetto), per un totale di 27 transetti realizzati (Figura 9). Ogni transetto ha riguardato in media una porzione di 6609 metri di corso d’acqua (DS = 3981), corrispondenti a circa il 44 % dell’*home-range* dell’individuo in questione (DS = 29 %; intervallo: 10-100) (Figura 9).

La larghezza media dell’alveo è stata successivamente utilizzata per il calcolo delle superfici occupate dalle lontre marcate nelle analisi degli *home-range*.

Il numero di *pool*, di *riffle* e di *run*, la proporzione di tratti con *pool*, con acqua o di secca, la lunghezza media delle *pool* e dei tratti con acqua e di secca, l’area ed il volume medi delle *pool* e dei tratti con acqua durante tutti i campionamenti e quelle durante la sola stagione secca, e la variabilità delle stesse variabili espressa dal coefficiente di variazione (Zar 2010), sono state utilizzate nelle indagini sull’influenza dell’abbondanza e dispersione della risorsa acqua sull’estensione e composizione degli *home-range* e sui *pattern* di movimento.

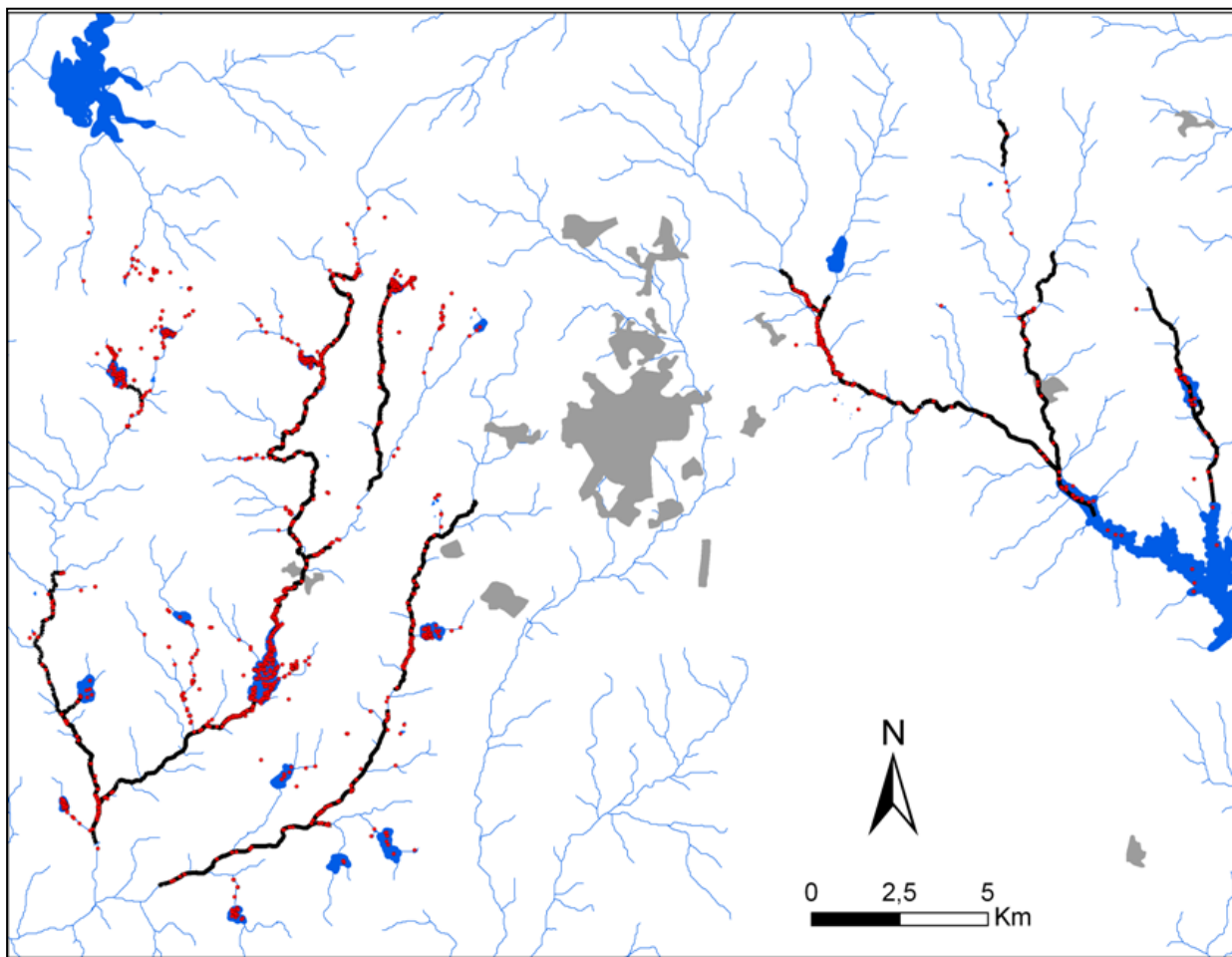


Fig. 9 Transetti per la misurazione della disponibilità idrica (linee nere) e loro distribuzione in relazione alle localizzazioni delle 12 lontre monitorate (punti rossi). In grigio le aree urbane
Transects for measuring water availability (black lines) and their distribution in relation to the localization of monitored 12 otters (red dots). Urban areas are in grey.

3.2.9 Dati climatici e meteorologici

Una stazione metereologica del Centro di Geofisica dell'Università di Évora presente all'interno del Campus dell'Università (Pólo da Mitra), zona centrale dell'area di studio, ha fornito una serie di dati climatico-metereologici: temperatura dell'aria ($^{\circ}$ C), umidità relativa della stessa (%), velocità del vento (m/s), direzione del vento ($^{\circ}$), radiazione solare (W/m²) e pluviosità (mm). La loro elevata frequenza (10 minuti) ha permesso l'associazione sia ai rilevamenti puntuali (*fix*) che a quelli provenienti dalle sessioni di monitoraggio continuato con una discreta precisione e ad una scala temporale molto fine.

In campo sono stati poi raccolti dati riguardanti le fasi lunari ed il periodo del giorno (tramonto, notte, alba e giorno). Tali dati sono stati posteriormente validati tramite un confronto con quelli

disponibili sul sito del Dipartimento di Applicazioni Astronomiche della U.S. Naval Observatory (<http://aa.usno.navy.mil/>).

3.2.10 Campionamenti delle specie preda

I campionamenti per la stima dell'abbondanza (Caughley 1977: 12) della fauna ittica e del gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*) sono stati effettuati in collaborazione con la professoressa Maria Ilhéu ed il Dipartimento di Ecologia Acquatica dell'Università di Évora.

Il campionamento è avvenuto tramite un approccio misto, utilizzando sia un elettrostorditore a zainetto modello IG200/2 con batteria da 12 V (A.C. 600 - 800 V), a 50-100 impulsi/secondo (10kW/impulso), o, nei casi in cui la profondità era maggiore, con generatore (300-400V D.C.), sia reti da pesca, come consigliato da molti autori per limitare le difficoltà insite nel campionamento della fauna ittica nelle dighe dovuto a diverse selettività delle tecniche utilizzate (Godinho et al. 1998; Thompson et al. 1998; Sales-Luis et al. 2007).

Nel primo caso, due/tre operatori, procedendo in acqua dotati di stivali ascellari da valle verso monte, stordivano e raccoglievano con guadini a manico i pesci ed i gamberi catturati. Questi venivano poi trasportati in vasche di contenimento per il tempo necessario al rilevamento della specie e della lunghezza totale; successivamente, si procedeva alla liberazione nel sito di cattura. Nei siti più profondi la pesca è avvenuta in barca.

In un solo caso (primavera 2007) è stato possibile svolgere un transetto tramite la tecnica del censimento visuale, facendo *snorkeling*, risalendo il corso del fiume quando l'acqua era in condizioni di discreta visibilità (vd *underwater observation* in Thompson et al. 1998).

Nel caso degli ambienti lentici, sempre che possibile (quando la profondità dell'acqua era tale da consentire una corretta efficienza di pesca) si è proceduto con la pesca elettrica, operando essenzialmente nella zona litorale (Thompson et al. 1998: 198), dove si concentra spesso la fauna ittica (Brosse et al. 2007; oss. pers.) e le lontre sono maggiormente solite cacciare (Houston & McNamara 1994; Kruuk 1995, 2006; oss. pers.). A profondità superiori ai 1,5-2 m tuttavia, la potenza dell'elettrodo si disperde e l'efficacia della pesca decresce notevolmente (Zalewski & Cowx 1990). Per tale motivo in questi casi si è optato per la pesca con due tipi di reti, il tramaglio e la rete da posta derivante. Il primo è costituito da due panni rettangolari sovrapposti, uno di maglia più stretta e l'altro maggiore. Le dimensioni variano in base alle specie target; nel nostro caso il tramaglio è stato utilizzato principalmente per le specie di minori dimensioni (es. persico sole). Il secondo tipo di rete è realizzato con un unico panno, la cui maglia varia anch'essa in funzione delle dimensioni della specie in questione. In questo studio è stata

utilizzata per i pesci di maggiori dimensioni quali carpa, barbo e altri. La lunghezza delle due reti utilizzate è rispettivamente 30 e 40 m. Lo sforzo di campionamento (il numero di reti montate) è stato proporzionale alle dimensioni dei sistemi lentici.

Oltre al numero degli individui catturati ed al tempo di pesca (il tempo effettivo in cui l'elettrostorditore ha generato il campo elettrico), in ogni sito sono stati annotati diversi dati abiotici, quali: l'area totale del tratto campionato, l'area effettivamente pescata ed una stima (in %) dell'efficienza di pesca, la profondità media e massima, la larghezza dell'alveo, il tipo di substrato, la caratteristica idro-morfologica (*pool, run, riffle*), la velocità della corrente, la torbidità dell'acqua, la proporzione di rifugio disponibile per le prede (rocce, anfratti rocciosi, apparati radicali in acqua), la copertura vegetale e quella arborea ed una serie di parametri chimico-fisici dell'acqua (ossigeno disciolto, temperatura, Ph e conduttività) (vedi anche Appendice 3).

Per quanto concerne il gambero, oltre al campionamento tramite pesca elettrica è stato aggiunto anche un metodo utilizzato in precedenza in altri studi sulle interazioni tra la lontra e questo tipo di preda, ovvero l'allestimento, in ogni sito di campionamento, di quattro nasse, innescate con sardine e distanziate 5 m l'una dall'altra (Beja 1996b). Le nasse venivano collocate al tramonto e ritirate il mattino seguente. Per ogni nasse sono stati rilevati: il numero di gamberi (o altre specie catturate, quali pesci, rane, bisce e tartarughe), la loro misura (± 1 mm) e sesso.

I siti di campionamenti sono stati scelti secondo un criterio semi-casuale, soggettivo e stratificato (Thompson et al. 1998). I corsi d'acqua presenti all'interno degli *home-range* degli animali monitorati (N = 14) sono stati dunque divisi in tratti di 500 m circa e all'interno di ognuno è stato selezionato un punto in maniera casuale da cui prendeva inizio il transetto, di lunghezza pari a 20 volte la larghezza della sezione bagnata, secondo il protocollo di campionamento standardizzato che la comunità di ittiologi locali ha adattato al territorio portoghese dalla norma "EN 14011 (2003) *Water quality - Sampling of fish with electricity*" della Direttiva Quadro sulle acque (Water Framework Directive 60/2000/EC), descritto in INAG, I.P. (2008) (Figura 10). È stato altresì tenuto conto della tipologia d'*habitat* (invaso, torrente, e, all'interno di quest'ultimo pozza e *riffle*) nel modo seguente: è stato selezionato per lo meno un sito nel torrente nel tratto a monte dell'invaso, per lo meno un altro sempre nel torrente ma a valle dell'invaso, e per lo meno un altro (o più, dipendendo dalle dimensioni dell'invaso) nella diga stessa. Si è adottato tale criterio perché ogni animale studiato aveva, nella propria area vitale, almeno una diga, ed era importante poter identificare dei fattori potenzialmente utili nelle analisi sull'uso dell'*habitat* lentico e

lotico. Questo sforzo di campionamento è stato considerato idoneo ed effettivo per l'identificazione della maggior parte delle specie di pesci presenti, con unica eccezione i grandi fiumi (Filipe et al. 2002; INAG, I.P. 2008), peraltro non ricadenti nell'area di studio.

La stima della densità relativa (Caughley 1977) stagionale della fauna ittica e del gambero è stata ottenuta considerando il numero di individui catturati per la superficie campionata (N/m^2). Da rette di regressione peso-lunghezza applicate a queste specie ed a questa area di studio (M. Ilhéu dati non pubblicati) è stata ricavata anche la stima della biomassa, sempre poi relativizzata all'area pescata (g/m^2) e poi standardizzata ai $100 m^2$. Nel caso delle catture di gambero ottenute con le nasse, la biomassa è stata riferita ad un'area totale di $250 m^2$, ottenuta considerando che ogni nassa avesse un raggio d'azione di 5 m in ogni direzione, e poi standardizzata ai $100 m^2$.

La scelta di relativizzare le catture ad un'area, piuttosto che all'unità di sforzo di campionamento (minuti di pesca) (comunemente utilizzata, anche in un recente studio sulla lontra - Sales-Luis et al. 2007) si deve al fatto che i dati riguardo il tempo di pesca erano in minor numero (maggior numero di valori mancanti) rispetto a quelli dell'area campionata. Entrambe le stime sono state calcolate sia per le categorie pesce e gambero, sia per ogni specie ittica pescata.

La metodologia adottata è più rigorosa rispetto a quella qualitativa utilizzata in molti degli studi svolti in precedenza sulle relazioni tra lontra e prede (e.g. Lanszki & Kormendi 1996; Jêdrzejewska et al. 2001; in parte Ruiz-Olmo et al. 2005b,c; Pedroso et al. 2004; Pedroso & Santos-Reis 2006, i quali hanno utilizzato delle stime piuttosto soggettive, nella maggior parte dei casi ed ottenute visualmente durante il percorso di transetti a piedi lungo le sponde dei torrenti/invasi; Blanco-Garrido et al. 2008, i quali non forniscono alcun dettaglio a parte il fatto che la cattura delle specie ittiche è avvenuta tramite pesca elettrica).

Pur non consentendo, infatti, stime precise sull'abbondanza relativa tra le specie (Caughley 1977; Sinclair et al. 2006) a causa di differenze nei metodi di campionamento e nella catturabilità tra le specie in base ai diversi metodi, essa permette di distinguere differenze nell'abbondanza delle prede tra siti e stagioni (Beja 1997), principale scopo di questo studio.

In alcune situazioni puntuali, le stime della densità assoluta (Caughley 1977) e della biomassa delle due categorie di prede esistenti all'interno di una delle pozze createsi con le secche sono state ottenute tramite metodi considerati più rigorosi, quali il *removal method* per la fauna ittica (Caughley 1977) e, per il *Procambarus clarkii*, il metodo della cattura(tramite nasse)-marcatura-ricattura (Thompson et al. 1998). La marcatura è avvenuta attraverso la pittura con smalto per

unghie applicata sul carapace del crostaceo, precedentemente utilizzato con successo nell'area e su questa specie (M. Ilhéu com. pers.).

Tali dati, ottenuti tramite metodologie più dispendiose e pertanto raramente utilizzate in studi simili (Taastrøm & Jacobsen 1999; Sales-Luis et al. 2007; M. Ilhéu com. pers.) tranne rare eccezioni (e.g. Beja 1996b; Kruuk et al. 1993; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002), potranno essere utilizzati in indagini future per validare la bontà di quelli ottenuti con la metodologia utilizzata più estensivamente nel corso della presente ricerca.

In alcuni casi sono stati realizzati campionamenti di entrambe le prede in siti frequentati la notte precedente da una delle lontre marcate. Tale scelta è stata motivata dalla volontà di eseguire indagini sull'uso dello spazio della lontra in funzione della disponibilità delle prede ad una scala temporale e spaziale più fine, limitando così le difficoltà nel campionamento della fauna ittica in un intervallo di tempo maggiore dovute all'alta variabilità e dispersione della stessa in ecosistemi mediterranei (Mesquita et al. 2006; Magalhães et al. 2007). Questi dati, tuttavia, non sono riportati nella presente tesi, ma verranno utilizzati in analisi successive, per sviluppare modelli sull'influenza della distribuzione delle risorse sull'uso dello spazio della lontra ad una scala spazio-temporale molto fine.

Infine, è stato realizzato, sempre in collaborazione con la professoressa Ilhéu, uno studio sulla dinamica migratoria del *Barbus bocagei* attraverso *radio tracking*, al fine di monitorarne gli spostamenti dagli invasi artificiali ai tributari e viceversa, durante la fase precedente il periodo di secca estiva. Tali dati, riportati in un articolo in fase di sottomissione (Sousa et al. in prep.), non sono riportati nel presente documento, ma alcune evidenze vengono utilizzate nella discussione per spiegare il comportamento della lontra.

I permessi per la cattura e manipolazione della fauna ittica e del crostaceo decapode sono stati rilasciati dalla *Direcção Geral das Florestas*.

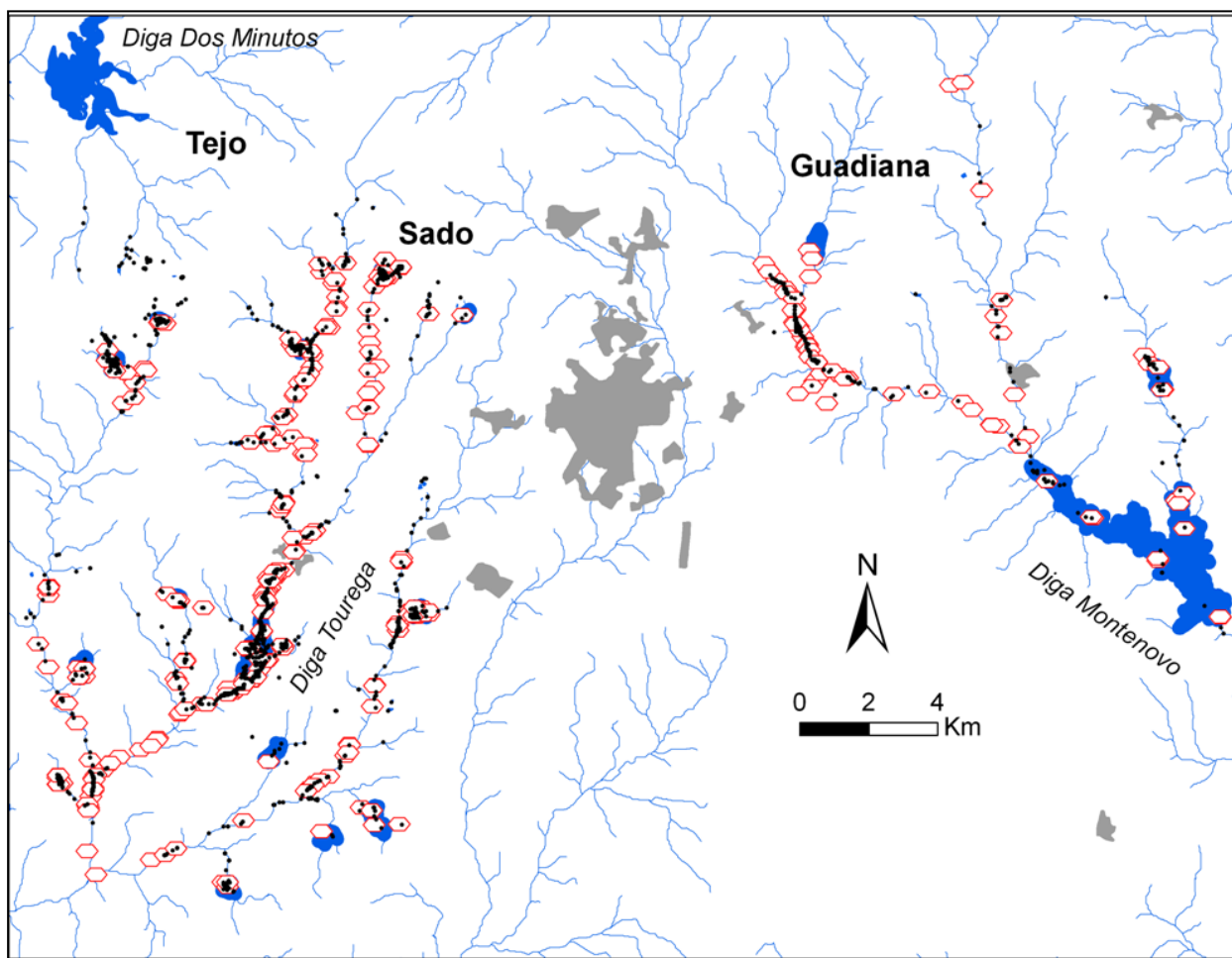


Fig. 10 Siti di campionamento della disponibilità del gambero rosso della Louisiana (*Procamburus clarkii*) e della fauna ittica (esagoni rossi) e loro distribuzione in relazione alle localizzazioni delle 14 lontre monitorate (punti neri). In grigio le aree urbane.

*Sampling sites of Louisiana red swamp crayfish (*Procamburus clarkii*) and fish (red hexagons) availability and their distribution in relation to the localization of 14 monitored otters (black dots). Urban areas are in grey.*

3.2.11 *Spraint survey*

Sono stati realizzati dei *survey* per l'identificazione e la quantificazione degli indizi di presenza della lontra ritenuti più affidabili, quali *spraint* e *jelly* (Kruuk 1995, 2006). Tali tracce olfattive possono essere identificate da un operatore esperto con discreta affidabilità, in quanto possiedono caratteristiche specifiche (Kruuk 1995, 2006). Impronte, evidenza di orinamento e tracce dubbie, potenzialmente di altri predatori non sono state considerate in questo studio. Una volta identificata una traccia come appartenente a *Lutra lutra*, venivano registrare le coordinate del sito tramite un GPS portatile (*Garmin eTrex Venture*® HC).

Oltre al numero di escrementi rinvenuti in ogni transetto, gli operatori hanno annotato anche altri parametri, quali una stima dell'età dello *spraint* (secondo i criteri utilizzati anche in precedenti

studi - es. Gruber et al. 2007), il substrato di deposizione, la distanza dall'acqua, le condizioni fluviali, il grado di copertura vegetale e la *spraintability* (vedi anche Appendice 4). Quest'ultima è una stima visuale della quantità di substrato adatto alla deposizione di tracce olfattive da parte della lontra. E' stata distinta in 4 classi: assente, bassa (< 30% di substrato adatto), media (31-60%), alta (61-100%).

Gli *spraint survey* sono stati effettuati lungo i corsi d'acqua e gli invasi artificiali (in una distanza di 15 m dalla linea d'acqua) utilizzati dagli animali marcati, sia dopo sessioni di monitoraggio continuate sia regolarmente, con cadenza all'incirca bimensile. Nel primo caso, i *survey* venivano svolti il mattino seguente il ciclo, avendo come punti di inizio e fine transetto il primo e l'ultimo *fix* dell'animale seguito la notte anteriore, nel tentativo di coprire l'intera traiettoria da questi seguita. Nel secondo caso, venivano impostati in modo da cercare di coprire una maggiore area possibile sempre all'interno dell'*home-range* di uno degli animali radio-monitorati.

Per rendere più omogenei i dati tra loro, i *survey* sono stati portati a termine nel 99% dei casi da uno stesso operatore specializzato, precedentemente addestrato da un operatore più esperto e che aveva superato un test incrociato sulle capacità di rilevazione delle tracce identificandone circa l'85%.

I dati raccolti durante gli *spraint survey* sono stati poi utilizzati in analisi comparative sull'uso dell'*habitat* ricavato tramite due diversi metodi, telemetria e, appunto, *survey*, allo scopo di valutare l'efficacia dei *survey* come metodo per ottenere anche indicazioni sull'uso dello spazio e dell'*habitat* da parte della lontra.

Per analisi sull'ecologia trofica della lontra, tra l'inverno 2007 e la primavera 2009 sono stati raccolti una media di 64 *spraint* all'interno dell'*home-range* individuale annuale di alcune (N = 8) lontre monitorate, per un totale di 508 campioni.

Entrambe queste due ultime tipologie di dati (conteggio e distribuzione degli *spraint* e analisi dell'ecologia trofica) non vengono, però, riportate nella presente tesi in quanto è ancora in corso l'elaborazione dei dati e per motivi di spazio. Indagini preliminari sono state presentate in Quaglietta et al. (2009b), Bandini (2010 Tesi di Laurea) e Zina (2011 Tesi di Master) per quanto riguarda il comportamento di marcatura, e in Quaglietta et al. (2009a) per lo studio della dieta.

3.3 Analisi dei dati

3.3.1 Analisi di laboratorio

Il DNA è stato isolato utilizzando il kit DNeasy Blood and Tissue (Qiagen) per peli, sangue e tessuto muscolare ed il QIAmp DNA Stool Mini kit (Qiagen) per gli *spraint*.

L'isolamento e la preparazione per la PCR dei peli e degli *spraint* sono stati realizzati in un laboratorio separato, destinato alla manipolazione di campioni di genetica non invasiva, per evitare contaminazioni.

Per l'identificazione dei genotipi sono stati utilizzati i seguenti 19 loci di microsatelliti tetra nucleotidi: Lut701, Lut715, Lut717, Lut733, Lut782, Lut818, Lut832, Lut833 (Dallas & Piertney 1998), Lut902 (Dallas et al. 1999), Lut914 (Dallas et al. 2000), 04OT04, 04OT05, 04OT07, 04OT14, 04OT17, 04OT19, 04OT22 (Huang et al. 2005), Elu2 e Elu10 (Kretschmer et al. 2009).

Per il sesso si è usato lo specifico marcatore Lut-Sry (Dallas et al. 2000).

I primers sono stati disposti in quattro *set* per una PCR multiplex, ognuno dei quali conteneva primers da 4 a 6 loci ed un controllo negativo (senza DNA). Ogni reazione (utilizzato il kit di reazione Qiagen Multiplex PCR) conteneva 5 μ L di Master Mix Multiplex, 1 μ L di Soluzione-Q, primers in concentrazioni differenti, 1 o 2 μ L del DNA isolato (1 μ L per tessuti e sangue, 2 μ L per peli e *spraint*) e ddH₂O per completare un volume di 10 μ L. Le condizioni della PCR (le stesse per tutti i *set*) erano: attivazione a 95° C per 15 minuti, seguita da 20 cicli (*Touchdown*) di 30 secondi a 94° C, 60° C - 0,5° C per ciclo per 90 secondi e 72° C per 60 secondi, con una estensione finale di 30 minuti a 60° C. La PCR *Touchdown* è una modificazione della PCR convenzionale, che evita l'amplificazione di sequenze non specifiche.

I prodotti amplificati sono stati separati tramite elettroforesi nel sequenziatore automatico ABI 3130 usando GeneScan 500 LIZ come riferimento di peso molecolare. Le analisi per l'identificazione degli alleli sono state svolte con il *software* GENEMAPPER v.3.7 (Applied Biosystems).

Tutte le analisi di laboratorio sono state condotte dalla dottoressa Vania Fonseca (2010) sotto la supervisione della dottoressa Petra Hájková, alle dipendenze del Dipartimento di Biologia delle Popolazioni dell'Istituto di Biologia dei Vertebrati dell'Academia de Ciencias (Studeneč, Repubblica Ceca).

3.3.2 Analisi genetiche e stima delle relazioni di parentela

La probabilità che due individui estratti a caso dalla popolazione posseggano lo stesso genotipo (Probabilità di Identità) è stata calcolata per individui imparentati (Pisib) e non imparentati

(P_i). Il calcolo delle P_i è importante per valutare se il numero di marcatori usati è sufficiente a distinguere gli individui e pertanto stimarne la parentela. Si è proceduto poi al calcolo delle frequenze alleliche, del numero medio di alleli e delle eterozigotità attese (H_e) e osservate (H_o) per locus. Per ogni loco è stato testato se fosse in equilibrio di Hardy-Weinberg. I suddetti calcoli sono stati ottenuti tramite il *software* GenAlEx v.6.3 (Peakall & Smouse 2006).

Per la stima della parentela tra tutte le coppie di individui è stato utilizzato il coefficiente R di Queller e Goodnight (1989), calcolato con il *software* libero SPAGeDi v.1.3 (Hardy & Vekemans 2002). Questo stimatore si basa sulle frequenze alleliche della popolazione (Queller & Goodnight 1989) ed è il più utilizzato in studi simili (Milligan 2003).

Per confermare il tipo di relazioni di parentela (genitori, discendenza diretta, discendenza indiretta/altra parentela, e non imparentati) in casi individuali in cui fosse ritenuto utile (per es. tra le coppie di lontre utilizzate nelle analisi delle interazioni statiche e dinamiche) si è utilizzata la funzione “*Specific Hypothesis Test*” del *software* ML-Relate (Kalinowski et al. 2006).

3.3.3 Relazione tra parentela e distanza geografica

Ogni campione di lontra il cui genotipo era stato identificato è stato associato alle proprie coordinate geografiche e proiettato in un sistema di informazione Geografica (GIS) (ArcGis v9.3, ESRI, California). Per le lontre fuggite dalle trappole sono state utilizzate le coordinate del sito di trappolaggio; per i cadaveri investiti le coordinate del sito del sinistro stradale; per quegli individui di cui erano stati stimati gli *home-range* è stato utilizzato il centroide di quest’ultimi.

Si è poi proceduto al calcolo delle distanze tra tutti gli individui, secondo due tipi di distanze, quella euclidea (ED) e quella di minor costo (*Least Cost Distance* – LCD). La distanza euclidea tra due punti, essendo rappresentata dalla linea retta che li unisce, non tiene in conto la tipologia del paesaggio (ed eventuali barriere presenti) né il tipo di comportamento riguardo gli spostamenti della specie studiata. E’ parso dunque opportuno provvedere anche al calcolo della distanza LCD, che includesse la connettività e l’eterogeneità presente nel paesaggio (Coulon et al. 2004). Scelta ritenuta particolarmente valida nel caso della lontra, una specie strettamente legata alla linearità degli ambienti acquatici (Kruuk 1995). Per la creazione della mappa *raster* di frizione necessaria al calcolo della LCD sono stati utilizzati due *layer*: il reticolo idrografico (1:25000) e la carta d’uso del suolo (1:100000 – Corine Land Cover, 2006). In base alla distanza dalle linee d’acqua e dagli invasi artificiali, ad ogni cellula (risoluzione = 30 m) sono stati assegnati valori di resistenza al movimento delle lontre, cercando di aumentare la frizione delle zone di matrice e di favorire invece il flusso all’interno del network idrografico dal momento che la specie raramente si discosta dalle linee d’acqua (Kruuk 1995; Melquist & Hornocker 1983;

oss. pers. in Italia ed in Portogallo). A distanze tra 0 ed 25 m è stato assegnato il valore 1; 2 alle distanze tra 26 e 50 m e 5 alle distanze superiori ai 50 m. Al raster delle distanze dal reticolo idrografico è stato poi sommato un raster con le categorie Corine riclassificate nel seguente modo: 1 (pascoli, arbusteti, campi irrigui); 2 (foreste); 3 (aree agricole); 5 (aree urbane e industriali). In questo modo si è cercato di associare alle aree urbane un attrito maggiore, dal momento che queste rappresentano le tipologie d'*habitat* a minor probabilità d'occorrenza della specie (Barbosa et al. 2003). Entrambe le distanze sono state ottenute tramite il *software Landscape Genetics* per ArcGis (Etherington 2010).

Per verificare se vi fosse una relazione tra la distanza tra gli individui e la parentela, il coefficiente di parentela R è stato modellato come variabile di risposta in una regressione lineare con le due tipologie di distanza ottenute (in due modelli separati). Tramite 2000 permutazioni è stato testato se il coefficiente b della regressione fosse significativamente diverso da quello atteso in assenza di relazione tra R e le distanze. Tale test, simile al test di Mantel, è stato svolto con il *software* SPAGeDi v.1.3 (Hardy & Vekemans 2002). Inizialmente le analisi hanno riguardato l'intero campione di individui; successivamente il medesimo procedimento è stato attuato per analisi separate per sesso, in modo da verificare l'ipotesi di dispersione nel sesso maschile documentata recentemente in esemplari di lontra reintrodotti in Olanda (Koelewijn et al. 2010) e soltanto ipotizzata in popolazioni selvatiche (Janssens et al. 2008).

L'inclusione di individui subadulti o di cuccioli in studi di questo genere può portare ad una sovrastima della correlazione tra parentela e distanza geografica (Frantz et al. 2008). Si dovrebbe, pertanto, focalizzare le analisi soltanto sugli individui in età riproduttiva, che potenzialmente contribuiscono al flusso genico. Tale ipotesi è stata verificata comparando i risultati delle analisi ottenute sull'intero pool di individui e senza individui conosciuti come cuccioli o subadulti. Dal momento che non sono state riscontrate differenze, verranno presentati i risultati riguardanti il campione totale.

Al fine d'ottenere una stima dell'estensione della struttura spaziale nella popolazione studiata è stata infine realizzata un'analisi di regressione polinomiale locale (cf. Coulon et al. 2004; Broquet 2006; Gonçalves da Silva 2007) con il *software* libero R v.2.10.1 (R Development Core Team 2010). Questo tipo di regressione non parametrica è capace di adattare localmente la relazione tra le due variabili (in questo caso coefficiente di parentela e distanza geografica tra paia di individui analizzati), dando un maggior peso ai punti vicini, risultando così particolarmente indicata per le analisi di dati spaziali (Ruppert 1997).

3.3.4 Home-range

Diversi sono i metodi normalmente impiegati per verificare la fedeltà ad un *home-range* di lungo periodo o *site fidelity* (vd revisione in Kernohan et al. 2001). Nel presente studio, per poter procedere all'identificazione degli *home-range* è stato precedentemente verificato il presupposto dell'esistenza di *site fidelity* tramite la funzione “*Network K-Function*” del software SANET 4.0 (SANET, Spatial Analysis on Networks - Ver.4.0 - Tokyo, Japan). Attraverso questo programma si è verificato se le localizzazioni fossero sparse uniformemente lungo il reticolo o raggruppate tra loro in termini del numero medio di punti all'interno della più breve distanza t centrata ad ogni punto (essendo t un numero intero molto grande, un parametro che varia da zero a infinito). Questa verifica avviene testando l'ipotesi nulla che i rilevamenti sono casualmente e indipendentemente distribuiti secondo la distribuzione uniforme lungo il reticolo (Network). Il programma crea una tabella con la *K-Function* osservata, ovvero con il numero cumulativo di punti in relazione alla distanza minima tra ogni punto e tutti gli altri. Calcola poi la *K-Function* attesa (tramite permutazioni di Monte Carlo. Nel nostro caso ne sono state utilizzate 1000) e compara le due in un grafico (interfacciandosi con R v.2.10.1 - R Development Core Team 2010) completo di intervalli di confidenza.

La scelta della *Network K Function* del programma SANET piuttosto che, ad esempio, la funzione specifica di *Animal Movement* per ArcView GIS (Hooge et al. 2000), è dovuta al fatto che SANET offre la possibilità di calcolare le distanze lungo il reticolo idrografico, mentre il secondo software si basa su distanze euclidee. Inoltre, la *K-Function* permette anche l'identificazione di quelle distanze “soglia”, oltre le quali il comportamento dei punti può variare (vd Risultati) indicando l'esistenza di quello che è noto come effetto di second'ordine nella statistica spaziale (Illian et al. 2008; K. Okunuki com. pers.).

La presenza di *Site Fidelity* (SF) è stata testata anche soggettivamente, a vista: si è ipotizzata assenza di SF qualora i *fix* fossero risultati progressivamente sparsi in modo da ampliare continuamente l'area vitale o sparsi in maniera casuale sul territorio e non raggruppati secondo un gradiente temporale; spesso, infatti, i test statistici falliscono, identificando assenza di *Site Fidelity* laddove invece esiste (es. Powell 2000, che confuta uno studio precedente, su *Ursus americanus*, di Swihart & Slade 1985a,b).

Una volta verificata l'esistenza di *site fidelity* si è poi proceduto alla stima degli *home-range*. Per questa, esistono una serie di estimatori, e non vi è un metodo che soddisfi tutti i requisiti di precisione ed accuratezza (Powell 2000). Il *kernel* è uno dei metodi considerato da diversi autori come il più affidabile tra quelli attualmente disponibili (Powell 2000; Seaman et al. 1999; Seaman & Powell 1996; Worton 1989), se comparato con quelli più “arcaici” come la media

armonica (Dixon & Chapman 1980), l'ellisse (Jennrich & Turner 1969 apud White & Garrott 1990), il minimo poligono convesso (Mohr 1947) e le griglie (Siniff & Tester 1965 in Kenward 2001; Worton 1987, White & Garrott 1990). Tuttavia anche questo metodo presenta numerosi limiti; esso è ad esempio sensibile al basso numero di *fix* e a localizzazioni molto imprecise, può descrivere HR con contorni disgiunti (soprattutto utilizzando alte percentuali di UD come il 95%), non evidenziando eventuali corridoi o zone di passaggio, e non fornisce indicazioni sulla sequenza temporale delle localizzazioni (per es. Hemson et al. 2005; Powell 2000).

Per specie che hanno dei *pattern* di movimento praticamente lineari poi (come appunto la lontra, ma anche castori, tartarughe, visoni o ad esempio caribù nella fase migratoria - Nelleman 1996 o addirittura alcuni ratti – Taylor 1978), la maggior parte delle tecniche riportano spesso dei valori, in termini di area utilizzata, sensibilmente sovrastimati; il *kernel*, ad esempio, tende ad includere entro i contorni dell'*Utility Distribution* (UD) anche frazioni di territorio esterne al reticolo idrografico e dunque raramente utilizzate (Blundell et al. 2001).

Per superare queste problematiche alcuni ricercatori hanno modificato il *kernel* sulla base di dati comportamentali delle lontre in loro possesso (Blundell et al. 2001; Sauer et al. 1999). La maggior parte degli altri studi sulla lontra presenti in letteratura, invece, riporta dati sull'estensione degli *home-range* in termini lineari o di area, calcolati con metodi deterministici (es. Melquist & Hornocker 1983; Green et al. 1984; Kruuk 1995; Durbin 1996a, 1998; Saavedra 2002) oppure un misto deterministico-probabilistico: la porzione di reticolo idrografico ricadente nel contorno al 95 % dell'UD kernel (es. Blundell et al. 2001; Ó Néill et al. 2009).

Sebbene nel corso del presente progetto di ricerca si sia intrapresa una collaborazione con l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (Svizzera), per l'applicazione del metodo *kernel* secondo le distanze calcolate lungo il reticolo idrografico, allo scopo di incontrare un estimatore di HR che fosse un giusto compromesso fra il *kernel*, un metodo probabilistico che tuttavia sovrastima le porzioni di spazio realmente utilizzate dalle lontre, e la stima, troppo semplicistica, fornita dall'estensione lineare del reticolo, tale metodo è purtroppo ancora in fase d'elaborazione e pertanto non è stato utilizzato nella tesi.

Per motivi di comparazione con la letteratura, per il momento si è dunque optato per un approccio deterministico, che ha portato alla stima dell'estensione totale in termini lineari del reticolo idrografico utilizzato dalle lontre monitorate, denominata "L_Tot". Questa è stata calcolata includendo tutte le localizzazioni (sia le puntuali che quelle provenienti dai cicli).

A questa, si è poi deciso di affiancare anche un criterio che evitasse di includere eventuali movimenti esplorativi fuori o ai confini degli *home-range* normalmente considerati come "*occasional sallies*" (Powell 2000). Si è pertanto proceduto all'esclusione di quei rilevamenti

situati ai margini dell'HR ed in cui l'individuo in questione era stato localizzato soltanto in un'occasione (Melquist & Hornocker 1983), fino al raggiungimento di un valore soglia del 5 % oltre il quale venivano lasciati. Tale stima di HR è stata nominata "L_95".

Riportare esclusivamente indicazioni sull'estensione lineare di reticolo idrografico utilizzato dalle lontre è considerato incompleto, dal momento che così facendo non si tiene conto dell'ampiezza dei corsi d'acqua, parametro che può variare di molto in diverse località (Kruuk 1995). Conseguentemente, sono state calcolate anche l'area totale utilizzata (A_Tot) e quella senza *outlier* (A_95), con i precedenti criteri. Per calcolare le superfici sono stati costruiti dei *buffer* attorno al reticolo, con raggio uguale alla media della larghezza dell'alveo misurata durante le varie stagioni dei *water survey*.

Per verificare, negli animali monitorati, la reale esistenza di *home-range* stabili nel tempo e l'efficacia del campionamento radio-telemetrico nella loro determinazione, si è provveduto alla costruzione del grafico dell'espansione asintotica degli *home-range* delle lontre (Harris et al. 1990). E' necessario, infatti, dopo aver appurato l'esistenza degli *home-range*, che venga testata l'efficacia del protocollo di campionamento radio telemetrico nella determinazione degli *home-range*; inoltre, trattandosi del secondo studio di *radio tracking* su lontre selvatiche realizzato in Portogallo e non esistendo informazioni sugli HR riguardanti il primo studio (Beja 1996a), è parso opportuno far emergere indicazioni circa il minimo numero di radio-localizzazioni necessarie a descrivere l'estensione degli *home-range*, in caso di studi radio-telemetrici futuri. Ponendo in un grafico di assi cartesiani ordinati sulla linea delle ascisse il numero progressivamente crescente di localizzazioni singole (a step di 5 *fix* successivi) e su quella delle ordinate l'estensione lineare dell'*home-range* delle lontre, si è così identificato un numero di localizzazioni singole (apparentemente) sufficiente ad individuare l'estensione massima dell'*home-range* delle lontre radio-marcate. Qualora si fosse raggiunto l'asintoto o, per lo meno, qualora almeno il 70 % dell'HR finale dell'animale fosse stato identificato e non variasse nei successivi 3 step (corrispondenti, quindi, a 15 *fix*), la stima è stata considerata stabile ed affidabile. Tale criterio è simile a quello usato da Ó Néill et al. (2009), ma si ritiene sia più conservativo rispetto al citato studio, che definiva stabile una stima nel caso non fosse cambiata dopo soli 3 *fix* (che tra l'altro avevano una frequenza giornaliera e pertanto corrispondevano a soli 3 giorni).

Tramite GIS, si è calcolata la disponibilità di 4 tipologie d'*habitat* (torrente, canale, piccolo invaso artificiale e grande invaso artificiale) all'interno degli HR degli individui monitorati, espressa come proporzione di metri (disponibilità lineare) e metri quadri (disponibilità in termini d'area) di reticolo rappresentanti ogni tipologia sull'estensione totale.

Sono state altresì calcolate le estensioni stagionali degli *home-range*, ed è stata poi calcolata la percentuale di sovrapposizione tra le varie L_Tot stagionali di uno stesso individuo.

Le estensioni degli HR (L_Tot) o le loro mediane (qualora i dati fossero appaiati, come HR di uno stesso individuo in due stagioni) sono state comparate in relazione al sesso, all'età tramite Test U di Mann-Whitney e alle stagioni tramite Test di Wilcoxon, in entrambi i casi con una soglia di significatività $\alpha = 0,05$, essendo attesa una maggiore estensione negli HR durante la stagione secca, a causa dei lunghi tratti di territorio che seccano in questo periodo.

La *Resource Dispersion Hypothesis* (RDH - Macdonald 1983) prevede l'estensione dei territori in funzione della dispersione delle risorse al loro interno. Per valutare l'effetto della disponibilità d'acqua (che porta con sé anche la maggior parte delle prede della lontra) sull'estensione dei territori della lontra, l'estensione lineare totale degli HR stagionali delle lontre è stata modellata come variabile di risposta in analisi di regressione multipla tramite Modelli Generalizzati Lineari (GLM). Come variabili fisse esplicative, oltre a descrittori legati all'individuo, quali il sesso, l'età stimata e l'interazione tra queste due, è stata utilizzata anche l'arcoseno della percentuale d'acqua disponibile all'interno dell'HR, con lo scopo di verificare l'influenza dell'abbondanza e della dispersione della risorsa acqua sull'estensione degli HR.

Nell'attesa di poter svolgere le stesse analisi anche per quanto riguarda la distribuzione ed abbondanza delle risorse trofiche (tali dati sono stati soltanto parzialmente analizzati e riportati nella presente tesi, il resto è ancora in fase d'elaborazione), si è ritenuto che l'utilizzo della sola risorsa idrica potesse essere di per sé biologicamente importante. La quasi totalità delle prede della lontra sono, infatti, acquatiche (e.g. Kruuk 2006) e pertanto è lecito attendersi una stretta relazione tra disponibilità d'acqua e quella delle prede acquatiche, soprattutto in ambienti mediterranei, quali quelli dell'area di studio, in cui d'estate estese porzioni di torrenti seccano per intero e le poche pozze d'acqua che rimangono permettono la persistenza delle prede della lontra (e.g. Ruiz-Olmo et al. 2001a; Magalhães et al. 2007).

Inoltre, per poter distinguere l'apporto delle variabili legate all'individuo e quello della percentuale d'acqua disponibile alla variabilità osservata, è stata condotta una regressione parziale (*Partial Least Square Regression* – PLS).

GLM e PLS sono stati ottenuti tramite R versione 2.11 (R Development Core Team – 2009).

La validazione del modello ottenuto è avvenuta tramite analisi dei grafici di validazione del modello (Appendice 10), secondo il procedimento raccomandato da Zuur e collaboratori (2007; 2009).

Dal momento che il campione degli *home-range* stagionali non era abbastanza robusto da consentire l'inclusione, nel GLM, di altre variabili oltre quelle elencate, gli *home-range*

stagionali sono stati utilizzati anche in analisi di correlazione di Spearman con tutti i parametri riguardanti la disponibilità d'acqua rilevati durante i *water survey* (vd par. 3.2.8). Anche in questo caso l'ipotesi testata è la RDH. Sono attese dunque correlazioni positive tra l'estensione degli *home-range* stagionali e le variabili rappresentative dell'abbondanza d'acqua (profondità media dei tratti con acqua e loro area e volume) e negative con quelle inerenti la dispersione della risorsa acqua (fornita in particolare dalla lunghezza media dei tratti in secca, che frammentano pertanto le *patch* con acqua).

3.3.5 Stime di densità

I metodi comunemente applicati per la stima della densità delle popolazioni animali (vd Caughley 1977; Sinclair et al. 2006) non trovano una facile applicazione in animali come la lontra, difficili da osservare e catturare (Melquist & Hornocker 1983; Hájková et al. 2009).

Per ottenere una stima sul numero di lontre residenti in una porzione di reticolo idrografico dell'area e periodo di studio ci si è pertanto avvalsi della combinazione di dati provenienti dalle catture, dal *radio tracking*, da animali rinvenuti morti, dagli individui genotipizzati e da osservazioni dirette di individui marcati e non, secondo un procedimento molto simile a quello adottato in uno studio estensivo sull'ecologia della *Lontra canadensis* (Melquist & Hornocker 1983) e non troppo dissimile da quello, più basilico, definito "*known-to-be-alive*" in Sinclair et al. (2006: 141). Tale metodo, sebbene piuttosto semplice e limitato in quanto a potere predittivo, si rivela in realtà abbastanza valido nel caso di animali come la lontra che vivono in *habitat* lineari e sono territoriali. E', infatti, possibile conoscere con buona approssimazione l'area (estensione) utilizzata o comunque accessibile agli animali e, dunque, avendo a disposizione informazioni riguardanti il numero di animali ivi residenti, il calcolo fornisce in modo semplice una stima del minimo numero di animali presenti.

Il calcolo dell'estensione lineare di reticolo idrografico disponibile agli animali è avvenuto in due modi: uno ha preso in considerazione tutta l'idrografia utilizzata dagli animali marcati, includendo anche tributari e perimetri degli invasi artificiali, mentre l'altro soltanto le aste fluviali principali (e, nel caso degli invasi, soltanto una linea immaginaria passante per il centro dell'invaso).

3.3.6 Dispersal

La dispersione può esser definita come il movimento di un animale giovane dal punto d'origine (sito di nascita) ad una nuova area ove questi si stabilisca ed eventualmente si riproduca (Howard 1960).

Allo scopo di raccogliere eventuali dati sul comportamento di dispersione, individui subadulti di lontra sono stati marcati e monitorati tramite radio-telemetria per il più lungo periodo di tempo possibile.

Si è considerato “*dispersal*” una dislocazione che fosse al di fuori dell’*home-range* d’origine e che risultasse in un nuovo *home-range* non sovrapposto con il precedente (Kojola et al. 2009; Griffin et al 2009), senza il ritorno dell’individuo al proprio HR d’origine durante un periodo di almeno una settimana (Griffin et al 2009).

Le distanze degli eventi di *dispersal* sono state misurate in tre modalità differenti: distanza tra i due punti più estremi degli *home-range* d’origine e quello nuovo (Jenkins 1980), definita “DE”; distanza dal centroide dell’HR d’origine a quello del nuovo HR (Kojola et al. 2009), definita “DC”; distanza (traiettoria) totale percorsa (Melquist & Hornocker 1983), definita “DT”. In tutti i casi, le distanze sono state calcolate sia come distanza euclidea (aggiunta del suffisso “_E”) che lungo il reticolo idrografico (aggiunta del suffisso “_R”).

In un caso, tramite relazione di parentela di due individui e conoscendo l’età stimata di entrambi, è stato possibile identificare una relazione madre/discendente diretto. In questo caso, il *dispersal* è stato definito attraverso la distanza tra la madre ed il discendente subadulto, secondo Zeyl et al. (2009). Si ritiene adatta la scelta dell’utilizzo della sola località della madre piuttosto che di quella del padre dato il comportamento di cura della prole, che in questa specie sembra spettare essenzialmente alla madre (Kruuk 1995).

3.3.7 Interazioni sociali

L’analisi delle interazioni sociali tra gli animali monitorati ha riguardato in particolare le interazioni statiche e dinamiche (Doncaster 1990).

Le interazioni **statiche** sono state stimate attraverso il calcolo della percentuale di sovrapposizione tra gli HR di un individuo in relazione al suo rispettivo nella coppia, senza riferimento temporale (Powell 2000; Kenward 2001; Kernohan et al. 2001; Gorman et al. 2006). In alcuni casi la sovrapposizione può essere uguale a zero e se ciò avviene in animali con HR confinanti è da ritenersi biologicamente significativa (Gorman et al. 2006). Per coppia si intende ogni possibile combinazione di individui tra quelli aventi *home-range* sovrapposti o confinanti.

Nelle coppie con sovrapposizione d’HR > 0 è stata calcolata anche la percentuale di sovrapposizione tra le *core area*, le porzioni di HR più utilizzate dall’animale (Samuel et al. 1985). Tali aree ad alta intensità d’uso, infatti, potrebbero rappresentare aree maggiormente difese dalle lontre (Kruuk 1995).

Per l'identificazione delle aree ad alta intensità d'utilizzo (*core area* – Samuel et al. 1985) si è optato per il metodo delle *core section* (CS), comunemente utilizzato in letteratura (vd Kruuk & Moorhouse 1991; Kruuk 1995, 2006; Durbin 1996a; Saavedra 2002; Somers & Nel 2004). In breve, ogni HR individuale è stato scomposto in sezioni di 100 m e ad ogni sezione è stato associato il numero di fix di quell'animale. *Core section* è stata considerata ogni sezione in cui ricadevano un numero di localizzazioni maggiore della media di *fix* per sezione.

Tali indagini sono state effettuate sia su coppie di animali dello stesso sesso sia di sesso opposto. La quantità di sovrapposizione tra HRs e CSs (espressa in percentuale) in una coppia è stata calcolata per ognuno dei due individui, dividendo la porzione di reticolo idrografico (o di CS) condivisa da entrambi gli animali per la frazione di reticolo costituente l'HR (o la CS) di uno dei due (Kernohan et al. 2001). Il grado di sovrapposizione all'interno di una stessa coppia è pertanto specifico dell'individuo.

Test t ad una coda per dati appaiati sono stati utilizzati per testare le seguenti ipotesi nulle:

- che le medie delle sovrapposizioni tra HRs siano maggiori delle sovrapposizioni tra CSs, dal momento che in animali che condividono un territorio può esserci esclusione mutua dalle aree a maggiore intensità d'utilizzo, come ad esempio riscontrato in popolazioni costiere nelle isole Shetland (Kruuk & Moorhouse 1991);
- che all'interno di una stessa coppia le medie della sovrapposizione tra HRs (e tra CSs) siano maggiori nelle femmine che negli individui di sesso maschile della rispettiva coppia, in base alla poliginia documentata in questa specie, che generalmente porta i maschi adulti ad includere nella propria area vitale quella di due o tre femmine (Erlinge 1968; Kruuk 2006; Ó Néill et al. 2009).

Tramite test T ad una coda per dati con diversa varianza si è poi verificata l'ipotesi che vi fosse una maggiore sovrapposizione tra HRs (e CSs) nelle coppie costituite da entrambi i sessi rispetto a quella esistente tra quelle formate da individui dello stesso sesso, come atteso in base al modello della territorialità intrasessuale dei mustelidi (Powell 1979) precedentemente documentato per *Lutra lutra* in aree temperate (Erlinge 1968; Ó Néill et al. 2009).

Tali analisi sono state effettuate tramite il *software* Microsoft Excel 2007.

Le interazioni **dinamiche** vengono generalmente quantificate attraverso la localizzazione simultanea degli animali marcati (Doncaster 1990; Böhm et al. 2008), prendendo in considerazione pertanto aspetti sia spaziali che temporali dell'influenza di un individuo sull'altro (Powell 2000; Kenward 2001; Kernohan et al. 2001). In questo studio, tenendo presente l'attività prevalentemente notturna della specie anche nell'area di studio (Beja 1996a; anche in base a dati preliminari della presente ricerca, poi analizzati in dettaglio nella presente tesi, vedi Risultati),

due localizzazioni sono state definite simultanee quando i due individui venivano incontrati inattivi durante il giorno (vd anche Gehrt & Fritzell 1998) o in un intervallo di un'ora durante la notte indipendentemente dall'attività (Gorman et al. 2006).

Considerando che tramite i dati di campo è piuttosto difficile se non improbabile identificare la distanza alla quale due lontre notano la presenza l'una dell'altra (Gehrt & Fox 2004), un'interazione è stata classificata come positiva quando la distanza tra i due animali fosse ≤ 200 m (vd anche Cavalcanti & Gese 2009 e gli studi ivi citati). Si è quindi assunto che al di sotto di questo valore critico gli animali fossero coscienti della presenza dell'altro. La scelta è stata fatta in base all'errore medio delle radio-localizzazioni e tenendo in conto i sensi particolarmente sviluppati dei carnivori, in special modo l'olfatto (Gorman & Trowbridge 1989).

Per l'analisi di tali dati è stato adottato il metodo non parametrico suggerito da Doncaster (1990), che valuta se le interazioni dinamiche tra paia di individui sono positive o negative (i.e., se vi è un grado d'attrazione o repulsione reciproco). A tale scopo, la proporzione di interazioni positive nelle localizzazioni simultanee osservate è stata comparata con quella delle interazioni positive in localizzazioni simultanee simulate (ovvero casuali). La simulazione è stata ottenuta permutando tutte le localizzazioni ottenute negli eventi simultanei reali di una determinata coppia di animali. Le distanze tra i punti sono state ottenute tramite il tool *Point Distance* in ArcGis v.9.3 (ESRI Inc., California). In questo caso, infatti, si è preferito evitare le distanze LCD a causa del grande sforzo computazionale richiesto. È stato adottato un test del χ^2 per verificare se la frequenza reale delle localizzazioni al di sotto della distanza critica fosse maggiore (interazione positiva) o minore (interazione negativa) della frequenza attesa in base alla simulazione. Il test del χ^2 è stato preferito al test G come consigliato in letteratura per campioni piccoli e questo tipo di dati (Minta 1992).

3.3.8 Ritmi d'attività

Prima di effettuare le analisi sui *fix* puntuali, si è ritenuto opportuno, come detto, provvedere alla verifica dell'omogeneità del campione. Ciò perché, pur essendo stata adottata una frequenza omogenea di campionamento lungo l'intero corso della ricerca, questa aveva subito una variazione che avrebbe potuto inficiare l'omogeneità dello stesso. In un primo momento, infatti, si era seguita un'alta frequenza di campionamento (1 *fix* ogni 12 o 13 ore), non potendo prevedere il numero di lontre che si sarebbero catturate, ma in seguito alla terza lontra catturata la frequenza è passata ad essere di 1 *fix* ogni 36 o 37 ore, per risparmio di costi e manodopera, e

tale si è mantenuta per l'intera durata del progetto. Per tale verifica è stato usato il test di Rayleigh (Zar 2010).

Dai *fix* puntuali omogenei e dai *fix* provenienti dai cicli di 24 ore (pertanto con un ugual numero di *fix* nelle ore diurne e notturne) è stata quindi calcolata la frequenza d'attività (numero di *fix* in attività sul totale dei rilevamenti raccolti) e di riposo (la restante percentuale).

3.3.8a Inizio e fine attività e frequenze d'attività

Dalle sessioni di monitoraggio continuato intraprese prima dell'inizio dell'attività dell'animale e continuate dopo la cessazione della stessa sono stati calcolati i tempi di inizio e fine attività. Quest'ultimi sono stati quindi utilizzati in analisi di correlazione (Pearson) con:

- gli orari (ora solare) rispettivamente di tramonto ed alba, per verificare che i ritmi circadiani delle lontre fossero sincronizzati con la variazione stagionale ed il fotoperiodo (Ashby 1972);
- la frequenza d'attività delle lontre monitorate, secondo l'ipotesi nulla che quest'ultima sia negativamente correlata con l'inizio dell'attività. A parità di stimolo della fame, di dimensioni corporee e condizioni generali e nell'assunto che buona parte del tempo speso in attività da questi animali sia dedicato al foraggiamento (Kruuk 2006), infatti, sarebbe da attendere che un animale che inizi prima l'attività spenda una percentuale di tempo (qui rappresentato come surrogato dal numero di localizzazioni sul totale delle stesse) minore rispetto ad un altro individuo (o lo stesso) che abbia iniziato l'attività successivamente. La stessa ipotesi viene indagata tramite correlazione tra il tempo di inizio e fine attività.

L'orario di inizio attività è stato utilizzato come variabile di risposta in una regressione polinomiale avente il mese dell'anno come covariabile, allo scopo di fornire un'equazione predittiva dell'orario di inizio d'attività delle lontre in funzione del periodo dell'anno.

Tramite ANOVA ad una via è stato poi testato l'eventuale effetto dell'individuo, del peso e, tramite T test, del sesso e dell'età, sugli orari di inizio-fine attività e sulla frequenza d'attività. In altri mustelidi, infatti, sono state riscontrate relazioni tra i *pattern* d'attività ed il sesso o le dimensioni corporee (Marcelli et al. 2003). Sulle stesse variabili dipendenti è stato anche testato il potenziale effetto di:

- diversi stati riproduttivi degli esemplari di sesso femminile, per verificare eventuali differenze tra femmine gravide, femmine in allattamento con cuccioli fino ai 2 mesi d'età, ovvero ancora all'interno della tana (Kruuk 2006), e femmine senza cuccioli o con cuccioli dai 2 ai 4 mesi d'età, che già accompagnano la madre fuori dalla tana ed abbiano iniziato la

fase di svezzamento (Kruuk 2006: 183). In bibliografia, infatti, è frequentemente ipotizzato che in particolare i primi due stati riproduttivi citati siano fasi altamente dispendiose nella vita degli esemplari di sesso femminile (Kruuk 2006), essendo noto in altre specie di carnivori (Randolph et al. 1977; Oftedal & Gittleman 1989). E', pertanto, atteso che gli individui in questi due stati riproduttivi passino una maggiore frazione di tempo in attività, ad alimentare se stesse ed immagazzinare sufficienti riserve nutritive (le gravide) o se stesse e la prole (quelle nelle prime fasi d'allattamento) rispetto alle femmine senza cuccioli o con cuccioli che già cominciano ad uscire dalla tana. Queste ultime due categorie sono state riunite perché quelle senza cuccioli costituivano un campione esiguo da sole, in quanto la maggior parte delle femmine monitorate ha avuto cuccioli;

- occorrenza di eventi di dispersione nei giovani maschi, nell'ipotesi che questi potessero presentare delle differenze nei ritmi circadiani rispetto agli individui maschi adulti e/o a se stessi durante la fase del *dispersal*.

Quando un effetto risultava statisticamente significativo, sempre che possibile sono stati applicati confronti post hoc tramite test di Tukey per evidenziare le categorie che presentavano le differenze significative.

Gli orari di inizio-fine attività e alba e tramonto e la frequenza d'attività non sono stati trasformati perché rivelatisi distribuiti normalmente secondo il test di Kolmogorov Smirnov ad un campione.

3.3.8b Bilancio d'attività nei differenti periodi del giorno, nelle 24 ore e nelle diverse categorie di comportamento

Per l'analisi dei ritmi d'attività nelle differenti fasi del giorno (tramonto, notte, alba e giorno), si è calcolata la proporzione delle localizzazioni puntuali in attività nelle 4 fasi rispetto al campione totale (Ciucci 1994). Per verificare la significatività della differenza tra valori attesi ed osservati è stato usato il G test (Zar 2010). Tale test è stato usato anche per valutare la composizione del bilancio d'attività in relazione ai 4 tipi di attività registrate (*resting, moving, diving e travelling*), testando se la distribuzione delle localizzazioni complessive rilevate (dunque sia quelle puntuali che quelle proveniente dalle sessioni di monitoraggio continuato) durante l'intero periodo di campionamento fosse uniformemente distribuita nelle prime 3 classi di comportamento (il *travelling* è stato escluso perché assegnato soltanto raramente, ovvero nell'1 % dei casi, N = 6466). Per le analisi inerenti i periodi del giorno svolte a livello individuale si è utilizzato il test

esatto di Fisher (Zar 2010), dato che spesso la frequenza delle localizzazioni nelle 4 categorie del giorno e nelle 24 ore non raggiungeva il valore di $n = 5$. La scelta di utilizzare i *fix* puntuali e non quelli relativi ai cicli è motivata dal fatto che i primi sono stati ottenuti tramite un campionamento omogeneo, mentre le sessioni di monitoraggio continuato hanno avuto una cadenza meno regolare e soprattutto sono state realizzate principalmente durante le sole ore notturne.

Per verificare se la distribuzione dell'attività nelle 24 ore fosse casuale e riconducibile ad una uniforme teorica, si è applicato il test Hodges-Ajne, indicato in luogo del test di Rayleigh nei casi in cui non vi è certezza di una distribuzione unimodale (Zar 2010). Tale test è stato applicato alle proporzioni di *fix* puntuali attivi per ognuna delle 24 ore sul totale delle localizzazioni puntuali ottenute in quell'ora (Ciucci 1994).

Per avere anche una stima del grado di attività notturna o diurna dei vari animali monitorati si è provveduto al calcolo del *nocturnality index* (Eggermann et al. 2009). Questo consiste in pratica nell'indice d'elettività di Ivlev applicato alle proporzioni di tempo attivo durante la notte e il giorno e può variare da 1 (l'animale in questione è totalmente notturno) a -1 (totalmente diurno). È stato calcolato per tutti gli animali, sia sul campione totale che nelle stagioni umida e secca.

Dal momento che su un totale di 1027 *fix_cycle* (localizzazioni provenienti dalle sessioni di monitoraggio continuato) rilevati durante il giorno le lontre erano state incontrate in attività 213 volte (21 %), si è proceduto ad un'indagine specifica solo sull'attività diurna. Si è testato, tramite analisi di correlazione di Pearson, se la frequenza d'attività diurna fosse correlata con la stessa radiazione solare, con la temperatura, il vento e la stagione. Ci si aspetta che, in un'area quale quella di studio ove le temperature diurne possono oltrepassare i 35 °C, le lontre siano attive con temperature più basse, per esigenze di termoregolazione (Chappell 1980). Inoltre, con lo scopo di ottenere risultati estendibili all'intero campione di animali marcati e di limitare la correlazione temporale tra le localizzazioni, è stato verificato tramite regressione logistica in un modello misto (GLMM) se la probabilità di incontrare una lontra in attività durante il giorno (variabile binaria) fosse inversamente relazionata con la radiazione solare (le altre variabili climatiche in questo caso non sono state incluse perché risultate collineari). In questo modello l'individuo e il numero identificativo della sessione di monitoraggio continuato sono stati utilizzati come variabili casuali.

E' stata poi testata la relazione tra l'occorrenza di eventi di *dispersal* e la frequenza d'attività diurna (proporzione dei rilevamenti diurni in attività sul totale rilevato nelle ore del giorno) dei 4 maschi che saltuariamente erano stati incontrati in attività durante la fase diurna durante sessioni di monitoraggio continuato (M1, M2, M3, M8) tramite correlazione di Spearman. Anche in questo caso (vd paragrafo precedente), l'ipotesi è che maschi in dispersione potessero essere attivi anche durante il giorno, nell'esigenza d'esplorare nuovi territori, o che siano addirittura preferenzialmente diurni, per esempio per diminuire incontri con maschi dominanti residenti nei nuovi territori esplorati. La stessa relazione è stata indagata anche considerando l'intero campione di rilevamenti singoli e quelli provenienti da sessioni continuate, di tutti gli individui di sesso maschile. Ciò è stato fatto tramite correlazione di Pearson tra la frequenza d'attività diurna dei maschi (stavolta variabile binaria) e la qualifica di "*disperser*" (individuo di cui è stato identificato il comportamento di *dispersal*).

Infine, una Kruskal-Wallis Anova by ranks con confronto posthoc di Tukey è stata svolta sulla frequenza d'attività diurna delle 5 femmine adulte che l'avevano mostrata durante alcuni cicli (F1, F3, F4, F6, F13), al fine di verificare un'eventuale relazione con il loro stato riproduttivo. Anche in questo caso (vd paragrafo precedente), è atteso che le femmine gravide o nelle fasi più dispendiose dell'allattamento (con cuccioli fino ai 2 mesi d'età) possano essere maggiormente afasiche rispetto alle altre e dunque mostrare una certa attività anche durante la fase luminosa (e.g. Marcelli et al. 2003; Schmidt et al. 2009). Tale relazione è stata indagata anche con un campione maggiore, costituito da tutti i *fix* ed i *fix_cycle*.

Eventuali differenze per quanto concerne il bilancio d'attività nei differenti periodi del giorno, nelle 24 ore e nelle diverse categorie di comportamento legate all'individuo sono state testate tramite il test non parametrico Kruskal-Wallis. Per il periodo del giorno, data l'esiguità dei rilevamenti in attività nelle ore crepuscolari, per le indagini relative al sesso e all'età degli animali sono state calcolate soltanto le frequenze d'attività negli orari notturni e diurni, le cui medie sono state confrontate tramite T test.

Differenze in base al sesso ed all'età (adulti e subadulti) tramite il test U di Mann-Whitney per quanto riguarda le categorie comportamentali e il test T per la distribuzione dell'attività nelle 24 ore.

3.3.8c Stagionalità

Per valutare l'eventuale variazione della distribuzione dell'attività nei differenti periodi del giorno (tramonto, notte, alba e giorno) durante la stagione umida e quella secca è stato utilizzato

un χ^2 di indipendenza (mediante tabella di contingenza 2x4) (Ciucci 1994). Anche in questo caso l'ipotesi indagata è legata ad esigenze di termoregolazione, in quanto è atteso che durante la stagione secca, durante la quale le temperature nell'area di studio arrivano a valori estremi, l'attività diurna possa essere meno frequente. Per le stesse analisi svolte a livello individuale si è usato sempre il Test esatto di Fisher.

3.3.8d Modelli sulla probabilità di rinvenire una lontra in attività

Al fine di valutare l'effetto di alcuni descrittori ambientali sulla probabilità di rinvenire una lontra in attività, i rilevamenti provenienti dalle sessioni continuate di monitoraggio sono stati utilizzati in analisi di regressione multipla.

Si è scelto di focalizzare tali indagini soltanto sui rilevamenti notturni (inclusi alba e tramonto), essendo la specie principalmente notturna (Kruuk 2006) ed essendo risultata tale anche nell'area di studio in indagini preliminari (Quaglietta et al. 2008). Dopo aver pertanto eliminato i pochi rilevamenti diurni (arrivando così ad un campione totale di 7165 *fix*), tutti i *fix* in movimento, movimento in acqua e spostamento veloce sono stati raggruppati in "attività" (1), ed i *fix* in riposo considerati come 0. Tale variabile binaria così costruita è stata modellata come variabile di risposta in un modello generalizzato lineare ad effetti misti (GLMM) con distribuzione binomiale.

Come variabili predittive sono state utilizzate:

il sesso dell'individuo, la stagione (secca o umida), la tipologia d'*habitat* ("*lotic*", che riunisce torrenti, fiumi e canali; *pond* (piccoli invasi artificiali); *dam* (grandi invasi artificiali. Il limite tra le dimensioni di *pond* e *dam* è stato stabilito in base al III quartile del valore del perimetro di tutti gli invasi artificiali presenti all'interno degli *home-range* delle lontre monitorate: quelli al di sotto dei 16259 m² sono stati classificati come *pond* e quelli al di sopra come *dam*), alcune variabili climatiche (temperatura dell'aria, pioggia, velocità del vento) con una scala temporale di 10 minuti, il periodo del giorno (tramonto, notte e alba) e le fasi lunari (Tabella 2).

L'individuo monitorato è stato utilizzato come variabile casuale, per rimuovere l'effetto dovuto alla variabilità tra i differenti individui e permettere di focalizzarsi sull'andamento a livello della popolazione di lontre nell'area di studio (es. Borger et al. 2006; Gillies et al. 2006; Bolker et al. 2009). Inoltre, per limitare la correlazione temporale si è utilizzato anche il tempo, espresso accorpendo il mese e l'anno della radio-localizzazione, come variabile casuale (Tabella 2). Per rendere omogenee le osservazioni si è scelto infine di utilizzare come variabile casuale anche il tempo d'osservazione (Tabella 2). Sebbene, infatti, la maggior parte delle radio-localizzazioni fosse stata raccolta con un intervallo di 15 minuti l'una dall'altra, gli animali erano stati talvolta

persi e dunque il tempo tra una localizzazione ed un'altra avrebbe potuto influire sulla dipendenza dei dati.

Variabili esplicative	Tipologia	Breve descrizione
fsex	Categorica	Sesso dell'animale: (0) femmina; (1) maschio
fseason	Categorica	Stagione: Wet; Dry
fhabitat	Categorica	Tipologia d' <i>habitat</i> : torrente e canale; piccolo invaso; grande invaso
flight	Categorica	Periodo della notte: (S) tramonto; (N) notte; (D) alba
fTemp	Categorica	Temperatura dell'aria (°C): (0) 15-20°C; (1) 20-25°C; (2) > 25°C; (3) - 3-5°C; (4) 5-10°C; (5) 10-15°C
fWind3	Categorica	Velocità del vento (m/s): (0) assente; (1) debole o moderato; (2) forte
Rain	Continua	Precipitazione (mm)
fmoon	Categorica	Fase lunare: (N) nulla; (I) crescente; (F) piena; (III) calante
Variabili random	Tipologia	Breve descrizione
Time	Ordinale	Periodo del monitoraggio, espresso come mese ed anno della localizzazione
fTime_Obs	Categorica	Tempo trascorso dalla precedente radio-localizzazione dello stesso individuo
fanimal	Categorica	Numero identificativo dell'individuo radio-monitorato
Variabile risposta	Tipologia	Breve descrizione
Act	Binaria	Radio-localizzazioni di lontra in attività (1) o in riposo (0)

Tab. 2 Descrizione delle 12 variabili utilizzate in analisi di regressione multipla, riguardanti 7165 radio-localizzazioni provenienti dalle sessioni di monitoraggio continuato, svolte allo scopo di determinarne la relativa influenza sulla probabilità di rinvenire una lontra in attività.

Description of the 12 variables used in multiple regression analyses concerning 7165 otter radio-locations from continuous monitoring sessions, aiming at determining the relative influence of each variable on the probability of finding an otter in activity.

Tutte le variabili sono state controllate per verificare la presenza di valori estremi (*outlier*) e collinearità (correlazione di Pearson > 0,70 – Zuur et al. 2007). Nel caso di collinearità è stato deciso di mantenere solo le variabili con maggiore importanza biologica, scartando le altre. La selezione del migliore modello si è basata sull'*Information Theoretic Approach* ed è stata ottenuta tramite l'*Akaike's Information Criterion* (AIC - Burnham & Anderson 2002), seguendo

il protocollo suggerito da Zuur et al. (2009: 90). Le analisi sono state eseguite utilizzando il programma R 2.11 (R Development Core Team – 2009 - <http://www.R-project.org>). In particolare, il GLMM è stato ottenuto tramite il pacchetto *lme4* (Bates & Sarkar 2006) di R. Dal momento che, in questi tipi di modelli, i valori di probabilità vicini alla soglia dello 0,05 siano considerati piuttosto dubbi (D. Bates com. pers. in R-sig-mixed-models mailing list; Zuur et al. 2009), si è scelto di considerare come effetti significativi solo quelli al di sotto della soglia $\alpha = 0,025$.

3.3.9 Movimenti

Per quanto riguarda i movimenti, per ogni sessione notturna di monitoraggio continuo e per ogni animale si è provveduto al calcolo di una serie di parametri di seguito riassunti:

- la porzione (in termini di estensione lineare) di reticolo idrografico utilizzata durante l'intero ciclo (*HR_cycle*);
- la distanza percorsa tra rilevamenti successivi (*StepLenght* o *SL*);
- la distanza tra il primo rilevamento e l'attuale (*Net Displacement* o *ND*);
- la distanza tra il primo e l'ultimo rilevamento (*Final Net Displacement* o *FND*);
- la distanza cumulativa tra il primo rilevamento e l'attuale (*Cumulative Distance* o *CD*);
- la distanza cumulativa tra il primo e l'ultimo rilevamento (*Final Cumulative Distance* o *FCD*);
- la velocità dell'animale (*Speed*);
- il tasso di rivisita di porzioni dell'HR (*Revisit Index* o *RI*), inteso come il rapporto tra la *Final Cumulative Distance* e l'*HR_cycle* (vedi anche Durbin 1996a);
- il tempo trascorso tra una localizzazione e la successiva (*T_Obs*);
- il tempo cumulativo (*T_Cumulative*).

Dal momento che la durata delle sessioni di monitoraggio continuato non era omogenea, si è ritenuto opportuno fornire anche i valori di *HR_cycle*, *Final Net Displacement* e *Final Cumulative Distance* standardizzati all'ora, ovvero dividendoli per il tempo della sessione. A tal fine, si è ritenuto più corretto utilizzare il tempo totale, e non soltanto quello speso in attività dall'animale in questione come in Durbin (1996), in quanto la registrazione dell'attività avviene soltanto per pochi minuti ad ogni *fix* e non se ne conosce dunque l'esito nei restanti minuti dell'intervallo (di 15 minuti). Tali valori vengono chiamati rispettivamente *HR_cycle_h*, *Final Net Displacement_h* (o *FND_h*) e *Final Cumulative Distance_h* (o *FCD_h*).

Riguardo ai risultati sulla SL, invece, per ottenere valori comparabili, le analisi sono state effettuate soltanto sui valori ottenuti tra due localizzazioni successive (l'una 15 minuti dopo l'altra), eliminando quelle con un intervallo temporale maggiore, dovuto spesso alla temporanea perdita dell'animale monitorato.

Per il calcolo della *StepLength* sono disponibili svariati *software* (es. la funzione “*Calculate Movement Parameters*” di *Hawth tools* per ArcGis), ma questi forniscono soltanto le distanze euclidee. Nella presente ricerca, al fine di ottenere distanze più corrispondenti al comportamento della lontra, si è invece scelto di calcolarle utilizzando sia la funzione sopracitata di *Hawth Tools*, che fornisce la distanza euclidea e dunque non tiene conto delle reali traiettorie seguite dagli animali (dato che questi nella stragrande maggioranza delle volte seguivano le aste fluviali), che il *software* SANET (Spatial Analysis on Networks – Ver. 4.0), che invece fornisce le distanze calcolate lungo il reticolo idrografico. In particolare, *Hawth tools* è stato utilizzato quando le lontre venivano localizzate all'interno di invasi artificiali che potevano pertanto essere attraversati in linea retta, mentre SANET è stato preferito laddove le lontre si spostavano lungo i corsi d'acqua.

Ai fini delle analisi, per ogni ciclo sono stati eliminati i *fix* precedenti l'inizio d'attività e quelli successivi alla fine dell'attività (in cui gli animali erano dunque in entrambi i casi in riposo, all'interno dei propri rifugi diurni) ed i pochi *fix* rilevati per i due maschi cuccioli, M6 e M7. Sono stati inoltre eliminati i rilevamenti raccolti durante la fase diurna, dal momento che la maggior parte delle sessioni di monitoraggio era stata intrapresa durante la notte e che l'attività delle lontre è risultata essere, appunto, prevalentemente notturna (vedi Risultati par. 4.4).

Su questo pool di dati sono state effettuate analisi di comparazione delle medie (T test) tra i due sessi e tra le due classi d'età (adulti e subadulti), attendendo una maggiore mobilità nei maschi, dal momento che hanno territori normalmente più estesi delle femmine (e.g. Erlinge 1967; Kruuk 1995, 2006; Ó Néill et al. 2009) e che quei pochissimi dati esistenti mostrano appunto una maggiore mobilità nei maschi (Erlinge 1967; Green et al. 1984). Non sono noti, invece, dati che distinguano i *pattern* di movimento in base all'età in questa specie.

Test T sono stati utilizzati anche per testare eventuali differenze nelle medie dei parametri di movimento nelle due stagioni (umida e secca). L'ipotesi nulla, in questo caso, prevede una

maggiore mobilità durante la stagione secca, per gli stessi motivi validi anche per gli *home-range* (elencati nel paragrafo 3.3.4).

Per verificare l'associazione tra l'ampiezza degli spostamenti intrapresi dalle lontre e la disponibilità della risorsa idrica sono state intraprese le stesse analisi di correlazione (e con le stesse variabili) descritte per gli *home-range*.

Il test di Kruskal-Wallis è stato utilizzato per indagare eventuali differenze tra individui nella *StepLenght*.

Al fine di valutare l'influenza delle stesse variabili climatiche e meteorologiche utilizzate nel modello sull'attività anche sull'ampiezza degli spostamenti delle lontre monitorate, la distanza percorsa (*StepLenght*) è stata trasformata tramite logaritmo di $x + 1$ (*Step_log*) e modellata come variabile di risposta in un GLMM, stavolta a distribuzione gaussiana. La trasformazione è avvenuta in un secondo momento ed è stata suggerita dall'esame grafico del modello, portando ad un miglioramento dei grafici di validazione (esposti in Appendice 11) e pertanto probabilmente ad una maggiore coerenza con i presupposti di indipendenza, omogeneità e normalità (Zuur et al. 2007, 2009).

Le variabili predittive e quelle casuali sono le stesse del modello sull'attività, con l'unica eccezione che stavolta invece di usare *Time* si è usata la data come termine casuale, ritenendo necessario aumentare il controllo sulla correlazione temporale tramite una scala maggiore (la data, appunto, e non il mese come nel modello sull'attività). A priori si è infatti ritenuto che il comportamento di attività di una lontra fosse più variabile, minuto dopo minuto (e pertanto il mese era sufficiente a limitare la correlazione temporale), mentre il comportamento in termini di uso dello spazio sarebbe maggiormente condizionato da quello messo in atto nei minuti precedenti, per cui si è scelta una scala temporale (di controllo, utilizzando la data della sessione di monitoraggio come variabile casuale) maggiore, più conservativa.

Come criteri per la selezione e validazione del miglior modello si è utilizzato lo stesso procedimento descritto per il modello sull'attività.

Anche in questo caso (come per l'attività), si è scelto un valore soglia della significatività uguale ad $\alpha = 0,025$, ed il GLMM è stato ottenuto tramite il pacchetto *lme4* (Bates & Sarkar 2006) di R. Tale pacchetto, però, in alcuni casi non fornisce i valori di significatività per scelta dell'autore

(D. Bates com. pers. in R-sig-mixed-models mailing list). Per ottenere dei valori di significatività si è dovuto pertanto talvolta procedere con quanto raccomandato dallo stesso Bates e cioè ad un campionamento simulato Monte Carlo Markov Chain, ottenuto con la funzione “*mcmcscamp*” di *lme4*.

3.3.10 Selezione/preferenza dell'*habitat*

3.3.10a Cartografia digitale

Le radio-localizzazioni delle lontre marcate sono state inserite, in forma di coordinate geografiche (UTM WGS84 29 N), in *database* elettronici (Microsoft® Excel 2007 ed Access 2007) e successivamente proiettate in un ambiente GIS (Geographic Information System), tramite il *software* ArcGis versione 3.2 (® ESRI).

In alcuni casi non è stato possibile operare una corretta triangolazione, raccogliendo, cioè, 2 o più direzioni (White & Garrott 1990). In questi casi la posizione stimata dell'animale è stata ottenuta utilizzando l'unica direzione disponibile e la direzione formata dalla linea d'acqua interessata. In altre occasioni, poi, il segnale radio giungeva altamente disturbato e/o fioco, per cui la confidenza nei *bearing* presi era minore e ciò veniva annotato in campo. Entrambe queste triangolazioni, ritenute potenzialmente poco precise, sono state scartate dalle analisi sull'uso e selezione/preferenza dell'*habitat*.

Sempre in ambito GIS, si è provveduto alla digitalizzazione di una mappa dell'uso del suolo, partendo da ortofoto (scala 1:5000), in buffer di 300 m intorno al reticolo idrografico utilizzato da tutte le lontre marcate. Si è considerata necessaria la realizzazione di tale mappa in particolare per poter avere dati spaziali accurati per quanto riguarda la vegetazione ripariale (Figura 11), in quanto la risoluzione offerta dal corine land cover 2006 non è stata considerata adeguata.

Il reticolo idrografico utilizzato dalle lontre (vedi Figura 12 nel paragrafo successivo) è stato diviso in sezioni di 100 m (scala uguale o inferiore rispetto a quella adottata in altri studi sull'ecologia della specie in altri contesti – e.g. Kruuk & Moorhouse 1991; Durbin 1998 - su altre specie di lontra – Somers & Nel 2004 - e altri mustelidi - Melero et al. 2008), ed al centroide di ogni sezione è stata associata ogni variabile ambientale (Tabella 3 nel paragrafo successivo).

Per ogni sezione poi sono state calcolate una serie di distanze da punti considerati potenzialmente influenti sul comportamento della lontra, quali:

la distanza dal sito a maggiore biomassa della fauna ittica e, separatamente, del gambero rosso della Louisiana (siti con il valore di biomassa più elevato tra tutti quelli campionati all'interno degli *home-range* individuali e della stessa stagione. Per dettagli sui calcoli di densità e biomassa vd par. 3.2.10), la distanza dal più vicino *habitat* lentico e dalle 4 diverse tipologie d'*habitat* (*stream, canal, pond, dam*), distanza dalla pozza e dal tratto con acqua perenne più vicini, la distanza dal rifugio diurno noto più vicino (Figura 11), la distanza dai margini dell'*home-range* (per animale), la distanza dalle varie categorie di uso del suolo, la distanza dalla sorgente di ogni corso d'acqua e la distanza dalla più vicina confluenza (Tabella 3 nel paragrafo successivo).

Per il calcolo di tali distanze si è scelto un tipo di distanza che tenesse in conto l'elemento lineare in cui vive questa specie. Esse sono state calcolate, dunque, lungo il reticolo idrografico, tramite l'estensione "Network Analyst" di ArcGis. Si è pertanto voluto evitare l'utilizzo delle distanze euclidiane, in quanto le si ritiene potenzialmente meno idonee dal punto di vista biologico per questa specie, che raramente si allontana dai corsi d'acqua (Kruuk 1995; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea).

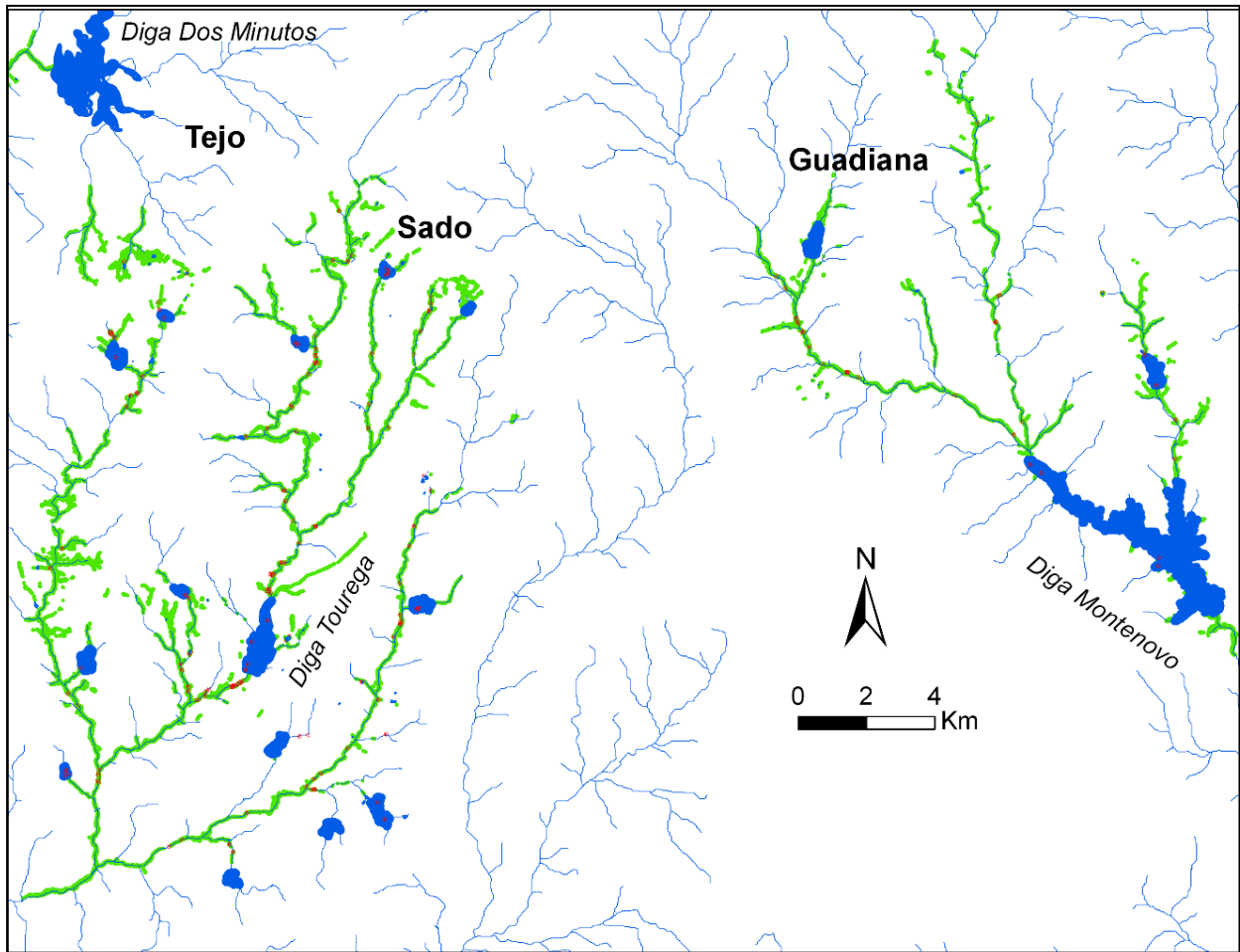


Fig. 11 Galleria ripariale (linee verdi) presente all'interno degli home-range delle 14 lontre monitorate e distribuzione dei rifugi diurni noti (punti rossi).
Riparian gallery (green lines) within the home ranges of 14 monitored otters and distribution of known resting sites (red dots).

3.3.10b Percorso Analitico

Per indagare la preferenza d'*habitat* a scala di *home-range* (terzo ordine di selezione, Johnson 1980), si è ricorso ad analisi di regressione logistica, ed in particolare a modelli misti, in grado di eliminare l'effetto dovuto alla eventuale variabilità intraspecifica dovuta a comportamenti differenti tra gli individui (e.g. Borger et al. 2006; Gillies et al. 2006; Bolker et al. 2009; Duchesne et al. 2010; Fieberg et al. 2010).

Stante la confusione sulla terminologia ed in particolare tra le parole selezione e preferenza (vedi Introduzione), si è adottata, per la presente ricerca, la stessa definizione di “preferenza d'*habitat*” utilizzata in un recente studio di preferenza d'*habitat* di una popolazione scozzese di foca grigia (*Halichoerus grypus*) seguita tramite tecniche radio-telemetriche (Aarts et al. 2008): il rapporto

tra l'uso di un *habitat* e la sua disponibilità, subordinata alla disponibilità di tutti gli *habitat* per gli animali considerati.

Le sezioni di 100 m di reticolo idrografico in cui ricadeva almeno una radio-localizzazione sono state considerate come un campione di punti nello spazio geografico visitati dalle lontre marcate (dati di “visita”; variabile di risposta = 1) (Aarts et al. 2008). A questi sono stati poi aggiunti i dati di “controllo” (Aarts et al. 2008), ovvero una serie di sezioni non visitate dalle lontre (variabile di risposta = 0). Tali punti sono stati casualmente selezionati tra (i centroidi delle) le sezioni in cui non ricadeva alcuna radio-localizzazione (né puntuale – *fix* – né proveniente da sessioni di monitoraggio continuato – *fix_cycle*), all'interno degli *home-range* delle lontre monitorate ed in brevi tratti (300-400 m) dell'asta principale e di tributari, esterni ai margini dell'*home-range*, considerati accessibili all'animale e non *home-range* di individui confinanti (Figura 12). Si è mantenuto un numero di punti di controllo almeno superiore al doppio dei punti di visita (Aarts et al. 2008).

E' stato ritenuto opportuno considerare la disponibilità quasi esclusivamente all'interno degli *home-range* dal momento che i risultati di un'eventuale analisi di selezione dell'*habitat* a scala di paesaggio sarebbero stati fortemente condizionati dalla presenza di conspecifici sul territorio. La densità di una popolazione animale è, infatti, un fattore che può incidere significativamente sull'uso dell'*habitat* della stessa (Morris 1987; Hobbs & Hanley 1990; Garshelis 2000; Fortin et al. 2009; Mobæk et al. 2009; McLoughlin et al. 2010), e non essendo mai possibile ottenere la certezza di essere in possesso di dati su tutti gli individui viventi in un'area, analisi a scala di paesaggio avrebbero potuto classificare come non selezionati *habitat* magari invece intensamente utilizzati da individui non monitorati e pertanto portare a risultati erranei.

Si ritiene basso il rischio di *misclassification* – considerare “non utilizzo” un punto in cui la lontra non vi è stata mai localizzata ma che, essendo all'interno del suo *home-range*, lineare, è senz'altro visitato perlomeno per il passaggio da un sito all'altro – in quanto il campione di radio-localizzazioni è piuttosto robusto e lo sforzo di campionamento è stato omogeneo. Si ritiene, dunque, che le sezioni di reticolo in cui non sono presenti localizzazioni siano associate prevalentemente a tratti utilizzati dalle lontre soltanto per spostamenti all'interno dell'*home-range*.

La variabile di risposta binaria così costruita è stata modellata come variabile di risposta in un modello generalizzato lineare ad effetti misti (GLMM) con distribuzione binomiale.

Come variabili predittive sono state valutate una serie (N = 33) di descrittori associati ad ogni sezione (Tabella 3), alcuni dei quali variabili nel corso delle stagioni (contrassegnati con la scritta “stagionale” in Tabella 3) ed altri fissi nel tempo (Durbin 1998).

Per motivi di spazio nella tabella sono riportate solo le variabili principali, ma, oltre a queste, sono state testate anche delle variabili “multipli” di quelle presenza/assenza riportate in tabella. Ad esempio, la presenza/assenza di una confluenza è stata considerata sia all’interno della sezione di 100 m (variabile riportata in tabella), sia in un intorno di 300 e 500 metri dalla sezione in questione, per indagare l’eventuale effetto della variabile in dipendenza della scala spaziale considerata.

L’individuo è stato utilizzato come variabile casuale, per rimuovere l’effetto dovuto alla variabilità tra i differenti individui e permettere di focalizzarsi sull’andamento a livello della popolazione di lontre nell’area di studio (e.g. Borger et al. 2006; Gillies et al. 2006; Bolker et al. 2009; Duchesne et al. 2010; Fieberg et al. 2010).

La comparazione di modelli annidati ha, invece, rivelato superfluo l’utilizzo dell’anno del monitoraggio come variabile casuale, indicando, dunque, assenza di correlazione temporale (annuale) tra le radio-localizzazioni. Non è attesa una significativa correlazione neanche ad una scala temporale più fine, dal momento che la maggior parte delle radio-localizzazioni è stata raccolta con un intervallo di campionamento omogeneo, di 36 ore, e che tale intervallo è risultato sufficientemente grande da poter consentire all’animale di coprire la distanza massima del proprio *home-range* seguendo la propria velocità media.

Tutte le variabili sono state controllate per verificare la presenza di valori estremi (*outlier*) e colinearità (correlazione di Pearson $> 0,70$ – Zuur et al. 2007). Nel caso di colinearità è stato deciso di mantenere solo le variabili con maggiore importanza biologica, scartando le altre. La selezione del migliore modello si è basata sull’*Information Theoretic Approach* ed è stata ottenuta tramite l’*Akaike’s Information Criterion* (AIC - Burnham & Anderson 2002), seguendo il protocollo suggerito da Zuur et al. (2009, 2010). Quest’ultimo è stato adottato anche per la validazione dei modelli, avvenuta tramite ispezione dei grafici (Zuur et al. 2007, 2009). Le analisi sono state eseguite utilizzando il programma R 2.11 (R Development Core Team – 2009 - <http://www.R-project.org>). In particolare, il GLMM è stato ottenuto tramite il pacchetto *lme4* (Bates & Sarkar 2006) di R. Dal momento che, in questi tipi di modelli, i valori di probabilità vicini alla soglia dello 0,05 siano considerati piuttosto dubbi (D. Bates com. pers. in R-sig-

mixed-models mailing list; Zuur et al. 2009), si è scelto di considerare come effetti significativi solo quelli al di sotto della soglia $\alpha = 0,025$.

Si è deciso di perseguire un doppio obiettivo, ovvero la costruzione di due differenti modelli:

- uno in cui la variabile di risposta include tutte le radio-localizzazioni degli animali monitorati, che fornirà quindi indicazioni sui siti utilizzati e non utilizzati dalla lontra all'interno del proprio *home-range* durante tutte le attività espletate all'interno di quest'ultimo, secondo la definizione di Burt (1943);
- il secondo con la variabile di risposta limitata alle sole radio-localizzazioni in attività, allo scopo di fornire indicazioni circa la preferenza d'*habitat* delle lontre durante la loro attività.

Tale scelta è giustificata dal fatto che il primo modello potrebbe risentire dell'utilizzo, da parte delle lontre nella fase di riposo diurno, dei rifugi diurni all'interno del proprio *home-range*. L'uso ripetuto, nel corso delle stagioni, di uno stesso rifugio da parte di uno stesso animale, documentato in più studi (Green et al. 1984; Beja 1996a; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea), infatti, potrebbe portare ad un'elevata correlazione spaziale nelle radio-localizzazioni totali e dunque a problemi di indipendenza nel modello (Zuur et al. 2007, 2009).

Dal momento che la disponibilità d'*habitat* può influenzare l'uso dello stesso (e.g. Mysterud & Ims 1998), si è ritenuto opportuno fornire un'indicazione sulla composizione in termini delle 4 principali categorie d'*habitat* (torrente, canale, piccolo invaso artificiale e grande invaso artificiale) presenti all'interno degli *home-range* delle lontre monitorate.

Il calcolo di tale disponibilità, come già accennato nel paragrafo 3.3.4, è avvenuto tramite GIS, ed è stato espresso in percentuale, come proporzione di reticolo rappresentante ogni tipologia sull'estensione totale dell'*home-range*, sia in termini di estensione lineare (m) che di superficie (m^2). La superficie è stata ottenuta moltiplicando la lunghezza del reticolo per l'ampiezza media dell'alveo, misurata, quest'ultima, durante i *water survey* (vd par. 3.2.8).

Eventuali differenze interindividuali sono state testate tramite il test non parametrico di Kruskal-Wallis.

Allo scopo di indagare eventuali differenze nei risultati sulla selezione dell'*habitat* ottenuti in base a differenti metodi, si è infine deciso di effettuare anche delle analisi di selezione d'*habitat* secondo uno dei metodi tradizionalmente più utilizzato, quello di Neu et al. (1974). La

proporzione dei *fix* ricadente nelle tre tipologie d'*habitat* principali (*stream*, che riunisce in sé *canal*, *stream* e *river*; *pond* e *dam*) costituisce l'uso, mentre la disponibilità è stata calcolata come descritto nel paragrafo precedente. Uso e disponibilità, considerati fissi, ovvero non variabili nel corso delle stagioni, sono stati dunque comparati tramite test del χ^2 . Il test è stato applicato separatamente alle localizzazioni in attività ed a quelle in riposo, per evidenziare eventuali differenze nella selezione degli *habitat*, espressa come selection ratios (Manly et al. 2002), in relazione al tipo di comportamento.

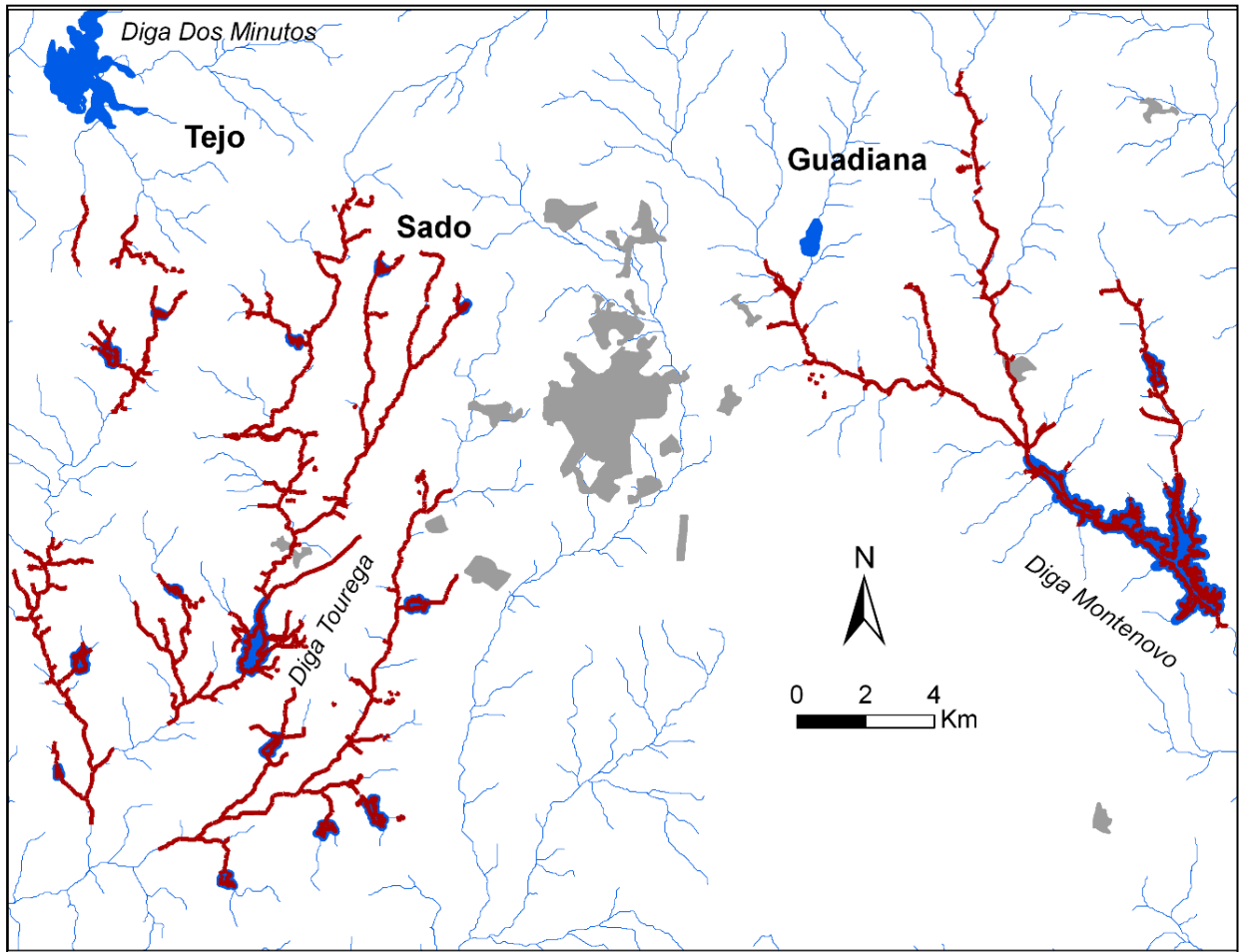


Fig. 12 In rosso il reticolo idrografico considerato disponibile alle 14 lontre monitorate (contenuto all'interno dei loro *home-range*, ai quali sono stati aggiunti brevi tratti - 300-400 m - dell'asta principale e di tributari, esterni ai margini dell'*home-range*, considerati anch'essi accessibili agli animali e non *home-range* di individui confinanti). In grigio le aree urbane.

In red the catchment considered available to the 14 monitored otters (contained within their home range, to which were added short sections - 300-400 m - of tributaries, outside the home-range borders, also considered accessible to animals and not belonging to home ranges of neighboring individuals). Urban areas are in grey.

Variabili descrittive (potenziali variabili random):	Tipo	Descrizione
fseas	categorica binaria	stagione (secca o umida)
fyear	categorica	anno di campionamento (dal 2007 al 2010)
Biologiche (potenziali variabili random):		
fanim	categorica	individuo monitorato
fsex	categorica binaria	sexo dell'animale
fage	ordinale	età stimata dell'animale
ffwcubs (solo per femmine)	categorica binaria	femmina con cuccioli
fdisp (solo per maschi)	categorica binaria	individuo dispersore
Ambientali:		
fentic	categorica binaria	presenza/assenza di sistema lentic
dist_lentic	continua	distanza dal più vicino sistema lentic
fhab	categorica	tipologia d'habitat (canal, stream, pond, dam)
fwat	categorica binaria	presenza/assenza di acqua (stagionale)
dist_source	continua	distanza dalla sorgente
dist_perP	continua	distanza dalla più vicina pozza perenne
fconfl	categorica binaria	presenza/assenza di una confluenza
dist_confl	continua	distanza dalla più vicina confluenza
dist_hfb	continua	distanza dal sito a più alta biomassa di pesce
dist_hcb	continua	distanza dal sito a più alta biomassa di gambero
Climatiche:		
Tar	continua	Temperatura dell'aria (valore medio, massimo e coefficiente di variazione - ° C - stagionale)
Rain	continua	Media delle precipitazioni (valore medio, massimo e coefficiente di variazione - mm - stagionale)
SolRad	continua	Media della radiazione solare (valore medio, massimo e coefficiente di variazione - W/m ² - stagionale)
Wind	continua	Media della velocità del vento (valore medio, massimo e coefficiente di variazione - m/s - stagionale)
Uso del suolo:		
land cover classes	categorica binaria	presenza/assenza delle varie categorie di uso del suolo (riparian; dense forest; sparse forest; open area; social area; autostrada; strada asfaltata; strada secondaria; ferrovia)
land cover classes in %	continua	percentuale delle diverse categorie di uso del suolo ricadente in un buffer di 50 m di lato costruito intorno alla sezione di 100 m
fshelter	categorica binaria	presenza/assenza di copertura arborea
friparian	categorica binaria	presenza/assenza di galleria ripariale
riparian category	categorica	categoria ripariale (assente; continua e ampia (> 10m); continua ma stretta; discontinua e ampia; discontinua ma stretta)
dist_social		distanza dalla più vicina area sociale
dist_lroad	continua	distanza dalla più vicina strada asfaltata
dist_llroad	continua	distanza dalla più vicina strada secondaria
dist_highway	continua	distanza dalla più vicina autostrada
dist_train	continua	distanza dai più vicini binari ferroviari
Radio-telemetriche:		
dist nearest HR borders	continua	distanza dai più vicini limiti degli home-range
RS 0/1	categorica binaria	presenza/assenza di un resting site

Tab.3 Variabili utilizzate nelle analisi sulla preferenza d'habitat della lontra. I dati climatici a scala temporale fine (ogni 10 minuti) sono stati forniti dalla Stazione Meteorologica del Centro di Geofisica dell'Università di Évora (<http://www.cge.uevora.pt/>).
Variables used in the analyses on otter habitat preference. The fine temporal scale (10 x 10 minutes) climatic data were provided by the Geophysics Centre of the University of Évora (<http://www.cge.uevora.pt/>).

3.3.10c Distribuzione delle radio-localizzazioni nelle diverse tipologie d'habitat

Allo stesso modo è stato ritenuto opportuno indagare anche la semplice distribuzione delle localizzazioni nelle 4 tipologie d'habitat (torrente, canale, piccolo e grande invaso artificiale). Per valutare, dunque, se la distribuzione fosse simile ad una uniforme teorica, è stato utilizzato il G test. Queste analisi hanno riguardato solo i *fix* (e non i *fix_cycle*), dal momento che questi sono omogeneamente distribuiti tra gli animali e dunque è sembrato più corretto, per evitare *bias* dovuti a differenze nella disponibilità d'habitat all'interno di *home-range* di individui con differenti sforzi di campionamento oppure la maggiore correlazione temporale dei *fix_cycle* che avrebbe prodotto un *bias* a favore dell'habitat in cui iniziavano i cicli rispetto alle altre zone dell'home-range dell'animale in questione). Da queste analisi sono stati eliminati i *fix* di F4, dal momento che quest'animale è l'unico a non avere praticamente quasi mai usato i pochi invasi artificiali presenti nel suo *home-range*. Quando il numero di rilevamenti dei singoli animali in una determinata categoria d'habitat era talmente basso o assente da non permettere il corretto svolgimento del test, torrenti e canali sono stati accorpati in sistemi lotici, mentre i due tipi di invasi artificiali in sistemi lenticili. Differenze a livello individuale sono state indagate tramite il test di Kruskal-Wallis nel caso di 4 categorie o di Wilcoxon per dati appaiati nel caso di 2 categorie, mentre differenze dovute al sesso o all'età tramite il test U di Mann-Whitney.

3.3.11 Modelli sul funzionamento del dispositivo GPS GSM-GPRS

L'influenza sul GPS SR della densità della copertura vegetale (*fCanopy2*), del periodo del giorno (*fLight*), del tipo di *habitat* (*fHabtype*), dell'immersione del GPS (*fWatSub*), della versione del *software* (*fSftw*), della radiazione solare (SR), della velocità del vento (W), delle precipitazioni (Rain), (Tabella 1) e dell'interazione tra SR e W è stata modellata attraverso un modello generalizzato lineare ad effetti misti (GLMM) con un errore di distribuzione binomiale. Tale modello è stato chiamato "Modello di acquisizione generale".

Gli effetti delle stesse variabili esplicative su GPS LE sono stati valutati attraverso un GLMM Gaussiano, chiamato "Modello sull'accuratezza generale". Per avvicinarsi alla normalità e stabilizzare le varianze, la variabile di risposta è stata trasformata in $\log(x + 1)$.

Come secondo passo, si è voluto testare il dispositivo solo in *habitat* ripariali ed utilizzando solo l'ultima versione GPS (quella che, finora, aveva funzionato meglio ed aveva il *data-logger*, e che sarebbe stata usata più tardi sugli animali selvatici).

Sono stati, dunque, sviluppati due modelli simili, includendo soltanto i dati raccolti in questo tipo di *habitat*, chiamati "Modello di acquisizione Ripariale" e "Modello sull'accuratezza Ripariale".

Oltre alle variabili originali, sono state prese in considerazione altre tre variabili specifiche: inclinazione del GPS, posizione del GPS e profondità (Tabella 1). Anche in questo caso, nel Modello sull'accuratezza Ripariale si è trasformato in $(\log x + 1)$ la variabile di risposta.

Inoltre, tramite un test T (varianze diverse) sono stati comparati I valori medi del GPS LE presi quando il GPS si trovava immerso e fuori dall'acqua.

La selezione del modello finale si è basata sull'*Information Theoretic Approach* ed è stata eseguita tramite il Criterio di Informazione di Akaike (AIC) (Burnham & Anderson 2002), seguendo il protocollo suggerito da Zuur et al. (2009) e ulteriormente convalidando il miglior modello tramite i grafici (Zuur et al. 2007,2009).

La correlazione spazio-temporale esistente nei dati di questo tipo di studi, ovvero quella dovuta alla correlazione nel giorno e sito del test su acquisizione e accuratezza del GPS, è stata raramente considerata negli studi precedenti (ma vedi Discussione). Per ridurre quella temporale, la data dei test sul campo è stata utilizzata come variabile casuale (Tabella 1). Per quanto riguarda la correlazione spaziale, la rete idrografica in cui si sono svolti i test è stata suddivisa in tratti uniformemente distanziati (circa 2 km), chiamati fLocal (Tabella 1), e questi ultimi sono stati utilizzati come variabile casuale. Inoltre, è stata utilizzata come variabile casuale anche il GPS, per tenere in considerazione la variabilità tra ogni GPS usato nei test in campo.

Il Modello sull'accuratezza Ripariale ha dato alcuni problemi di convergenza, quindi è stato necessario evitare interazioni tra i termini per semplificarlo (vedi anche Schwartz et al. 2009).

Tutte le analisi sono state eseguite utilizzando il *software* R, versione 2.11 (R Development Core Team – 2009 - <http://www.R-project.org>).

4 RISULTATI

4.1 Catture

Sono state catturate 47 lontre, per un numero totale di 388 notti-trappola, o forse sarebbe meglio definirli notti-sito dal momento che sono stati calcolati riferendoli ad un *set* di trappolaggio (vedi Ó Néill et al. 2007). Risulta pertanto una percentuale di successo di 0,12 per sito-notte o 8 notti-sito per lontra, mentre calcolando solamente gli eventi di cattura o fuga di lontra accertati, il numero medio di notti-sito per lontra risulta di 3 (DS = 2; intervallo: 1-8).

Tra questi 47 eventi di cattura, in ben 15 occasioni (32 %) l'animale è riuscito a fuggire prima dell'arrivo degli operatori. Che si trattasse effettivamente di lontra si è stati in grado di determinarlo tramite peli lasciati nelle trappole e/o impronte.

Il tempo medio di permanenza in una trappola è stato di 98 minuti (DS = 276; intervallo = 3-1440). Tale tempo è stato calcolato in base all'orario in cui il sistema d'allarme aveva segnalato la chiusura della trappola ed all'orario d'arrivo degli operatori sul sito. L'alta variabilità riscontrata è dovuta al malfunzionamento in 4 occasioni dei sistemi d'allarme utilizzati (ai quali si sono sommati altri eventi di malfunzionamento in casi di animali che, però, sono riusciti a fuggire prima dell'arrivo dei ricercatori). Se si escludono tali eventi, il tempo di permanenza dovuto a quello realmente impiegato dall'équipe di ricerca per arrivare sul sito di cattura risulta di 34 minuti (DS = 19; intervallo: 3 - 100).

Generalmente gli animali catturati non hanno riportato danni fisici o questi sono stati soltanto marginali (come la perdita di alcune unghie o tagli superficiali di lieve entità). Tuttavia, in un caso di malfunzionamento del sistema d'allarme è stata ritrovata una lontra morta al controllo del mattino seguente la cattura. L'esemplare in questione era M2, un maschio adulto ricatturato dopo che era stato monitorato per otto mesi. La necropsia, effettuata dalla dottoressa Sandra Branco dell'ospedale Veterinario dell'Università di Évora, ha rivelato che l'animale era fortemente debilitato e in cachessia già prima della ricattura. L'effetto dello stress prolungato a causa della ricattura ha senz'altro peggiorato il malessere dell'individuo fino ad indurlo alla morte, ma la presenza e lo stato di gravità di numerose ulcere riscontrategli nello stomaco sono state ritenute tali da risalire a settimane prima l'evento di ricattura e pertanto difficilmente attribuibili all'impianto della radio-trasmittente nella cavità peritoneale avvenuto molti mesi prima (S. Branco com. pers.; J. Potes com. pers.; J. Reis com. pers.; V. Simpson com. pers.; A. Philbey com. pers.).

Il 37 % delle femmine adulti catturate era in allattamento (3 su 8). Si è scelto di marcare tali individui, al fine di ottenere informazioni sull'uso delle risorse durante questa importante fase di vita (Kruuk 2006; Ruiz-Olmo et al. 2005b,c), sulla base di casi già documentati, in cui lontra impiantate con radio-trasmittenti avevano portato avanti con successo l'allattamento (Reid et al. 1986), riuscendo a ricongiungersi con i propri cuccioli dopo il rilascio (Ó Néill et al 2009).

Anche M7, un cucciolo del peso di 2500 g, è stato marcato (con la trasmittente di minori dimensioni - IMP 300/L, del peso di 38 g, pari all'1,5 % del peso corporeo dell'animale), tenendo in considerazione un caso di marcaggio, con la stessa tipologia di radio, di un cucciolo di lontra del peso di 2300 g (Ruiz-Olmo et al. 2001b).

Una scelta maggiormente controversa è stata adottata al momento della cattura di F4, in stato di gravidanza. Essendo probabilmente intorno alla prima settimana di gestazione (in base alle dimensioni, da calcoli posteriori, riguardanti il comportamento di tale femmina monitorata in quella che è stata ritenuta fosse la tana riproduttiva e dalle dimensioni di un suo cucciolo – vedi testo sottostante), tale stato è stato accertato soltanto all'interno della sala operatoria dell'ospedale veterinario, dopo aver eseguito un'ecografia. A questo punto, l'animale si incontrava già sotto gli effetti dell'anestesia, per cui è stato deciso di procedere con l'intervento anche al fine di monitorare successivamente l'esito della gravidanza. La decisione è stata supportata, anche in questo caso, dall'esame di 3 casi riportati in letteratura, nei quali sono riportati esempi di femmine gravide di una specie affine (*Lontra canadensis*), sottoposte a questo tipo di intervento chirurgico e nelle quali la riproduzione è avvenuta con successo (Reid et al. 1986). Anche in questo caso è stato possibile documentare l'avvenuta riproduzione, in quanto analisi genetiche hanno identificato come suo discendente un cucciolo successivamente rinvenuto vittima di incidente stradale.

In media, gli individui catturati sono stati rilasciati 519 minuti (DS = 375; intervallo = 37-1410) dopo lo scatto della trappola. La maggior parte di essi è sembrata non molto attiva nei 2 giorni successivi al rilascio (in base alla comparazione, a posteriori, con il comportamento nel periodo successivo), e si è pertanto deciso di eliminare i primi 3 giorni di monitoraggio dalle successive analisi.

La ricattura di animali precedentemente catturati o marcati è avvenuta raramente. Le 5 ricatture hanno un punto comune: sono avvenute ad una certa distanza temporale (≥ 56 giorni) e fisica (mai nello stesso sito, spesso a centinaia di metri di distanza da esso) dalla prima cattura (Figura 13). In particolare, M2, M3, M4, F3, F13 sono stati ricatturati rispettivamente 242, 181, 192, 889 e 56 giorni dopo la cattura.

Come specie non target sono state catturate: 2 faine (*Martes foina*), 2 manguste (*Herpestes ichneumon*), 2 genette (*Genetta genetta*), 7 tartarughe acquatiche (*Mauremys leprosa*), 3 ratti (*Rattus* sp.), 2 cicogne (*Ciconia ciconia*), 2 germani reali (*Anas platyrhynchos*), un cane (*Canis lupus familiaris*), un colombaccio (*Columba palumbus*), un bovino (*Bos taurus*) (liberatosi da solo prima dell'arrivo degli operatori), una volpe (*Vulpes vulpes*) ed un cinghiale (*Sus scrofa*) (liberatosi da solo prima dell'arrivo degli operatori).

Le fototrappole sono riuscite a fotografare un animale marcato, riconosciuto tramite la macchia di pelo decolorato (vedi par. 3.2.2), solo in un caso (M3, in Figura 14). Combinando le ricatture di due lontre previamente marcate, osservazioni dirette, video e fotografie, sono state raccolte evidenze circa il fatto che le lontre perdono questo tipo di marcaggio del pelo dopo circa 3 mesi (N = 5).

In 20 occasioni è stato documentato interesse da parte delle lontre per del pesce morto (fresco). Esse sono state, infatti, ripetutamente fotografate mentre lo rubavano (Quaglietta 2008) (Figure 14 e 15).

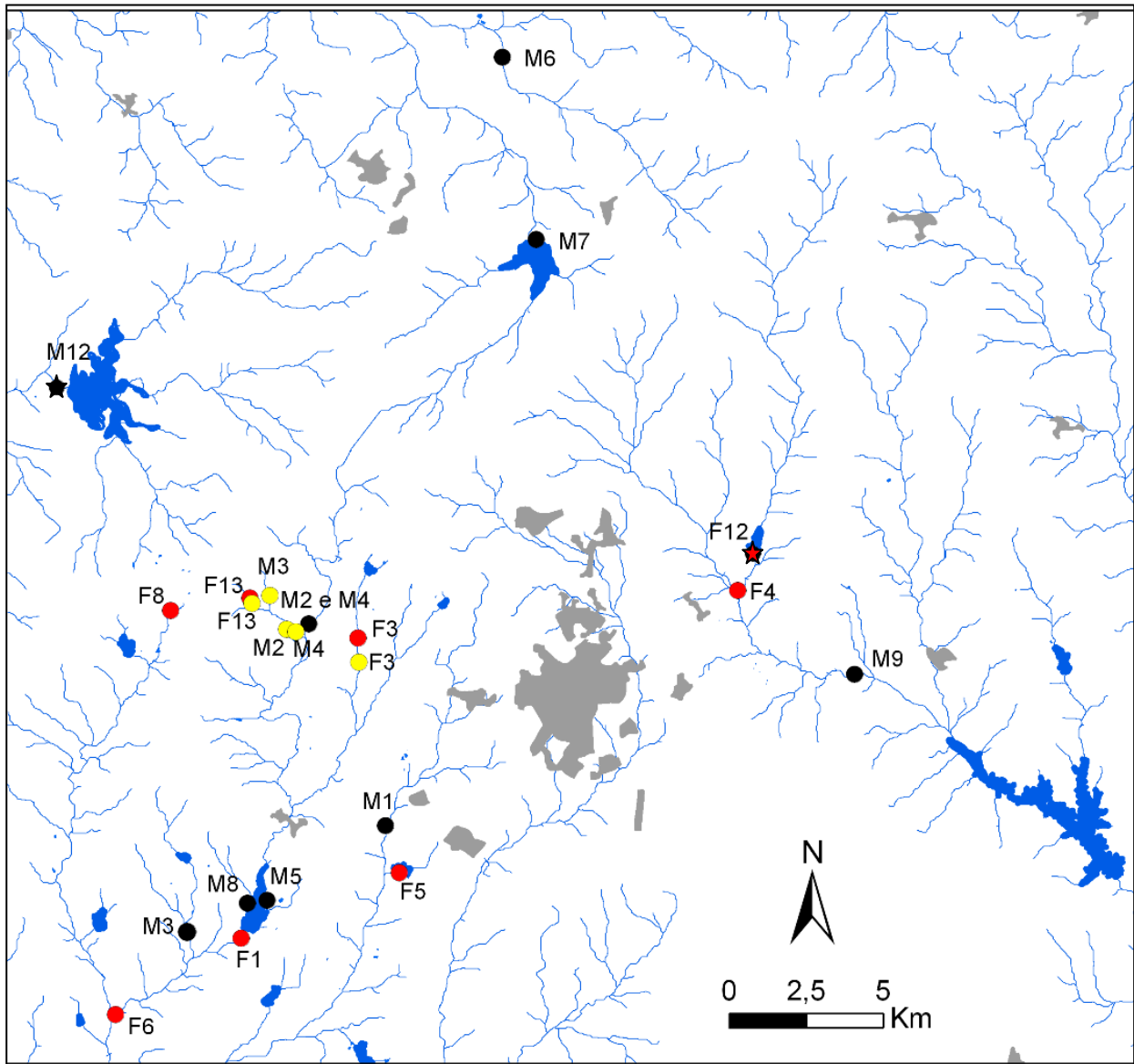


Fig. 13 Siti di cattura (punti neri per i maschi, rossi per le femmine) e ricattura (punti gialli) dei 16 animali dotati di radio VHF. Le due stelle indicano due individui monitorati tramite GPS. In grigio le aree urbane.
Capture Sites (black dots for males, red for females) and recapture sites (yellow dots) of the 16 animals tagged with a VHF radio. The two stars indicate two individuals monitored by GPS. Urban areas are in grey.



Fig. 14 M3 fotografato in natura tramite fototrappola dopo la cattura ed il marcaggio tramite radiotrasmittente VHF (si nota la ferita sul lato destro dell'animale). In evidenza, immediatamente al di sotto delle zampe anteriori, la fascia del pelo decolorato. L'animale è intento ad annusare due esemplari di *Barbus bocagei* morti (freschi).
M3 photographed in the wild by camera traps after capture and implant of a VHF radiotrasmittente (the wound is still visible on the right side of the animal). In evidence, just below the front legs, the band of hair bleached. The animal is intent on sniffing two specimens of recently deceased Barbus bocagei.



Fig. 15 Lontre, fotografate in natura tramite fototrappola, intente ad annusare (in alto) e prelevare (in basso) degli esemplari di *Micropterus salmoides* morti (freschi). Nelle due foto in alto appaiono due differenti nuclei familiari composti da una madre con almeno un cucciolo (nella foto di destra si intuisce la presenza di un secondo cucciolo in basso a sinistra, anche se la qualità della foto non ne permette la certezza).

*Wild otters, photographed via camera traps, intent on sniffing (top) and removing (bottom) recently deceased specimens of *Micropterus salmoides*. The above photos show two different family nuclei composed of a mother with at least one cub (in the lower left on the photo on the right there seems to be a second cub present).*

4.1.1 Dati demografici e misure morfometriche

L'intensivo monitoraggio dei casi di mortalità stradale messo in atto dalla UBC (Unità di Biologia della Conservazione) dell'Università di Évora ha reso possibile la raccolta di 24 cadaveri di lontra nell'area di studio. Questi, integrati con alcuni esemplari ritrovati o catturati all'esterno del presente progetto, hanno portato ad un campione totale di 65 lontre.

Dei 51 esemplari di cui si è potuto identificare il sesso tramite il marcatore Lut-Sry (in molti cadaveri, infatti, la determinazione del sesso in base ad un esame visivo non è stata possibile a

causa delle povere condizioni in cui questi sono stati rinvenuti, spesso mancando intere porzioni del corpo inclusi i genitali), 23 erano maschi e 28 femmine, per un rapporto tra i sessi di 0,8:1. In due casi (F2 e M11) il sesso era stato mal identificato in campo ed è stato successivamente corretto in base ad analisi del DNA (vd Metodi). In entrambi i casi ciò ha riguardato la cattura di cuccioli piuttosto piccoli (rispettivamente del peso di 2,3 e 3,6 kg); l'errore si ritiene sia pertanto dovuto alla difficoltà nel riconoscimento del sesso in campo di questa categoria d'età date le ridotte dimensioni e la mancanza di organi sessuali ben sviluppati, oltre che alla particolare fretta durante la loro manipolazione per poter procedere al più presto possibile alla liberazione.

E' stato possibile rilevare misure morfometriche su un campione di 35 animali costituito, oltre alle lontre catturate, da: 5 individui subadulti, 5 cuccioli che sono stati rilasciati senza impianto radio, 2 cuccioli orfani trovati in natura da personale esterno al progetto, una femmina subadulta (F9) catturata da personale esterno al progetto e 7 individui morti a causa di incidenti stradali e rinvenuti in condizioni idonee alla misurazione (Tabella 4).

Tra gli individui adulti o di taglia adulta misurati, il peso medio è risultato di 8472 g (DS = 915) per i maschi (N = 5) e di 6566 g (DS = 963) per le femmine (N = 10). La lunghezza media è risultata di 123,58 cm (DS = 2,59) per gli individui di sesso maschile e 111,89 cm (DS = 3,51) per le femmine.

Nei casi in cui i denti erano disponibili (carcasse) o visibili (lontre catturate), si è provveduto alla stima dell'età dell'individuo in questione tramite grado di usura dei denti. Sui 38 campioni disponibili, in 18 occasioni si è potuto estrarre un canino da cadaveri di animali ed è stato effettuato su di essi il calcolo degli anelli del cemento (vd Metodi). Tali indagini, che hanno portato ad una maggiore precisione nella stima delle età di alcuni animali (Tabella 4), hanno confermato in generale la precedente stima ottenuta in base all'usura dei denti degli stessi individui al momento della loro cattura.

L'età media delle lontre, tra quelle catturate e quelle rinvenute morte, è di 2,2 anni (DS = 2,5; intervallo: 0,2 – 11; N = 40). LL 30 è risultato l'individuo più anziano, una femmina con un'età stimata di 11 anni.

Questi 40 individui sono risultati costituiti per il 39 % da cuccioli, per il 39 % da adulti e per il 26 % da individui subadulti.

animale	sexo	età	data cattura	peso	lunghezza	coda	testa+corpo
F1	F	adulto	15/06/2007	7500	109,00	41,00	68,00
M1	M	subadulto (1)	26/06/2007	8360	124,00	45,00	79,00
M2	M	adulto (4)	21/07/2007	9370	127,00	49,00	78,00
F2	M*	cucciolo	23/08/2007	2300	NR	NR	NR
M3	M	subadulto/ad (3)	28/09/2007	6800	116,50	43,50	73,00
LL16	M	cucciolo (<1)	12/11/2007	2800	86,00	32,00	54,00
F3	F	adulto	04/12/2007	6060	111,00	40,00	71,00
F4	F	adulto	17/12/2007	8000	115,50	46,00	69,50
LL18	F	subadulto	2008?	5200	111,00	42,50	68,50
LL9	M	subadulto (1)	06/01/2008	7380	114,40	44,40	70,00
M4	M	subadulto/ad	11/05/2008	7330	119,80	46,30	73,50
M5	M	subadulto/ad	04/09/2008	7300	121,05	46,60	74,45
M6	M	subadulto	06/09/2008	6050	109,05	NR	NR
M7	M	cucciolo	15/09/2008	2500	86,00	33,05	52,95
LL 31	F	subadulto (1)	28/10/2008	3850	107,00	41,00	66,00
M8	M	subadulto/ad (2)	20/11/2008	8500	119,50	47,50	72,00
F5	F	adulto	27/11/2008	7800	116,20	41,00	75,20
F6	F	subadulto	02/12/2008	5550	107,00	39,00	68,00
M9	M	adulto (6)	10/12/2008	9400	124,90	45,90	79,00
LL28	M	subadulto	09/01/2009	6100	110,00	41,00	69,00
LL30	F	adulto (11)	03/02/2009	4970	105,00	43,00	62,00
LL23	F	cucciolo (<1)	04/04/2009	3300	81,50	32,50	49
LL_Ilkka	F	cucciolo	12/07/2009	385	34,00	NR	NR
F7	F	adulto	19/07/2009	6750	113,50	35,50	78,00
M10	M	cucciolo	10/09/2009	2900	90,00	NR	NR
F10	F	cucciolo	20/09/2009	3300	90,00	NR	NR
F8	F	subadulto/ad	30/09/2009	5500	113,20	43,20	70,00
F9	F	subadulto (1)	13/10/2009	4500	114	NR	NR
F11	F	cucciolo	07/12/2009	3850	95,50	35,50	60
M11	F*	cucciolo	11/12/2009	3600	99,50	36,50	63
M12	M	subadulto	13/12/2009	7000	107,00	34,00	73
F12	F	subadulto	13/12/2009	6200	113,50	42,50	71
LL34	F	adulto (3)	06/03/2010	5900	104,00	40,00	64
F13	F	adulto	17/03/2010	6750	112,00	37,00	65
LL37	M	cucciolo	09/10/2010	920	56,30	20,50	35,8

Tab. 4 data di cattura (M/F) o rinvenimento di una carcassa (LL), età stimata (in parentesi il numero d'anni calcolato in base alla determinazione degli anelli del cemento) e dati biometrici di 35 lontre. L'asterisco (*) indica l'esemplare di cui era stato mal identificato il sesso al momento della cattura (vd testo). NR = dato non rilevato.

*Date of capture (M/F) or carcass (LL) detection, estimated age (in parentheses the number of years calculated from the determination of *Cementum annuli*) and biometric data of 35 otters. Asterisk (*) indicates two specimens whose sex was mistaken at the time of capture (see text). NR = not detected.*

4.1.2 Mortalità

Durante poco più di 3 anni (Maggio 2007 – Ottobre 2010) sono state rinvenute 24 carcasse di lontra, sulle quali è stata effettuata la necropsia (risultati presentati in Quaglietta et al. 2010).

La causa di mortalità più frequente sono stati gli incidenti stradali (62 %). Se a questi si sommano gli altri 4 eventi di mortalità causati dall'uomo (Tabella 5), la percentuale di mortalità d'origine antropica sale all'83 %, contro soli 4 casi di mortalità apparentemente naturale ("non-violenta", see Kruuk 2006). Gli altri 4 eventi con appurate o sospette cause antropiche riguardano:

- due individui cuccioli maschi (M6 e M7) morti in circostanze ambigue e sospette vittime di bracconaggio. Il primo è stato rinvenuto, morto, all'interno di una proprietà privata, dopo poco più di un mese e mezzo dal rilascio e dopo un breve periodo in cui era scomparso il segnale. Di M7 è stata trovata soltanto la radio, fluttuante sul fondo di un invaso artificiale ad un mese dal rilascio. Questi due animali non hanno potuto pertanto fornire dati per un periodo ritenuto valido alla maggioranza delle analisi svolte nella presente tesi e sono stati dunque esclusi dalle stesse.
- Un evento di bracconaggio, accertato grazie all'utilizzo di uno zainetto dotato di GPS montato sul dorso della femmina F9 (vd par. 4.7.2). Il segnale GPS ha permesso di notare in tempo reale la permanenza sospetta dell'esemplare all'interno di un paese (Beringel) ed il suo ritrovamento il mattino seguente all'interno di un cassonetto della spazzatura (Quaglietta et al. 2010). Dall'esame autoptico è risultato un forte trauma cranico con distruzione della massa encefalica (Figura 16). Dalle coordinate rilevate dallo zainetto si evince che l'animale è stato portato all'interno di un'abitazione privata. Per tali motivi un'associazione locale ha esposto una denuncia contro ignoti (D. Cardador com. pers.).
- La morte del maschio M2 dovuta al malfunzionamento del sistema d'allarme della trappola precedentemente descritto (tale individuo non è stato incluso nelle analisi sulle cause di mortalità e sulla stagionalità nella stessa).
- Un maschio subadulto (LL28) affogato all'interno di una rete per la pesca delle lamprede (Figura 17A), posta, per fini scientifici, dal personale del professor Raposo. In quest'ultimo caso è stato segnalato all'équipe di ittiologi di provvedere all'utilizzo di griglie in plastica ideate in Danimarca: montate alla bocca delle nasse, esse impediscono l'entrata ad una lontra consentendo il passaggio della fauna ittica (Elmeros et al. 2006; M. Elmeros e A. Bo Madsen com. pers.).

Delle 4 morti “naturali”, due casi riguardano eventi di abbandono, reale (Kruuk 1995, 2006) o ritenuto tale, di cuccioli in natura da parte delle loro madri (è infatti probabile che, al momento in cui questi vengono rinvenuti, la madre si sia soltanto assentata per operazioni di caccia o nascosta in attesa dell’abbandono delle persone, dopo il quale tornerebbe con ogni probabilità dai propri cuccioli). Ogni anno in Portogallo vengono rinvenuti casi del genere (M. Fernandes com. pers.; oss. pers.) e l’autore della presente ricerca è tuttora impegnato con le autorità locali a trovare una soluzione al problema. Si cerca di comunicare alla popolazione locale che è un errore prelevare cuccioli dalla natura, perché il più delle volte li si condanna ad una vita in cattività, dal momento che il successo di un loro eventuale rilascio in natura da adulti non è molto alto (G. Yoxon com. pers.; A. de Jongh com. pers.), come comprovato dal fallimento dell’unico tentativo sin qui tentato (Quaglietta dati non pubblicati).

Gli altri due casi vedono coinvolti un maschio subadulto (M1), morto ai margini di un invaso artificiale in condizioni di cachessia e dopo aver contratto un’infezione, ed un maschio adulto (M9), morto, anch’esso in condizioni di cachessia, in un campo non lontano da un corso d’acqua. Entrambi avevano numerose ed estese ulcere allo stomaco (Fig. 17B) (Quaglietta et al 2010).

Tra le classi d’età si nota l’elevata percentuale di decessi di cuccioli e subadulti (71 %) rispetto agli adulti (29 %) (Tabella 5). La differenza tra i sessi non è sostanziale, con 13 eventi di mortalità maschile ed 11 femminile.

Ben 9 su 22 (41 %) eventi di mortalità sono avvenuti nei soli mesi di Ottobre e Novembre (Tabella 5).

Due su tre degli animali monitorati morti a causa del traffico stradale (M3 e M8) erano maschi subadulti in *dispersal*. In particolare, entrambi sono stati investiti esattamente nella stessa area/strada (N114).

animale	sexso	età	data	causa
M1	M	1	06/05/2007	naturale
LL16	M	0,2	12/11/2007	incidente stradale
LL9	M	1	06/01/2008	incidente stradale
M2	M	4	20/03/2008	trappola
LL5	M	?	02/07/2008	incidente stradale
LL4	F	0,3	30/07/2008	incidente stradale
LL1	F	3	21/08/2008	incidente stradale
LL31	F	0,5	28/10/2008	incidente stradale
M6	M	0,6	04/11/2008	bracconaggio?
M7	M	0,2	04/11/2008	bracconaggio?
LL28	M	0,5	09/01/2009	nassa
LL30	F	11	03/02/2009	incidente stradale
LL23	F	0,3	04/04/2009	incidente stradale
M3	M	3	20/06/2009	incidente stradale
llkka	F	0,2	12/07/2009	abbandono
LL27	F	0,3	10/10/2009	incidente stradale
F9	F	1	30/10/2009	bracconaggio
M8	M	2	06/11/2009	incidente stradale
M9	M	6	23/11/2009	naturale
LL32	F	?	12/12/2009	incidente stradale
M4	M	3	19/01/2010	incidente stradale
LL34	F	3	06/03/2010	incidente stradale
LL37	M	0,2	09/10/2010	abbandono
LL18	F	1,6	?	incidente stradale

Tab. 5 Cause di mortalità delle lontre nell'area di studio. In questa tabella alle età stimate tramite il conteggio degli anelli del cemento, già riportate in tabella 4, sono state aggiunte anche le stime dell'età ottenute in base all'usura dei denti, l'esame degli apparati genitali e la comparazione con gli individui di cui erano state già ottenute le stime in base al metodo degli anelli del cemento (Heggberget 1984 apud Heggberget 1988).

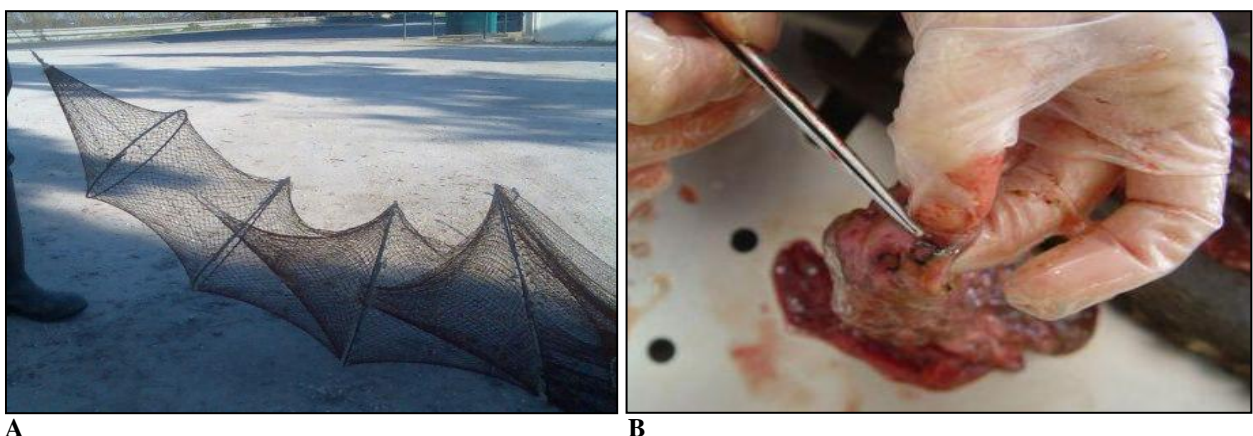
Causes of otter mortality in the study area. In this table at the estimated age (obtained by counting cementum annuli), as reported in Table 4, were completed by adding the age estimates based on tooth wear, examination of the genitalia and comparison with individuals whose age were already determined via the counting of cementum annuli (1984 apud Heggberget Heggberget 1988).



F9 ("Beringela")

Fig. 16 Ritrovamento del cadavere di F9 in un cassonetto della spazzatura, in Beringel (Beja, Portogallo), particolare del cranio frantumato (in alto a destra) e dello stomaco, pieno di resti di cibo, principalmente *Procambarus clarkii* (in basso a sinistra).

Corpse of F9 found in a garbage bin in Beringel (Beja, Portugal), zoom in of the crushed skull (top right) and stomach full of food remains, mainly Procambarus clarkii (bottom left).



A

B

Fig. 17 nassa usata per la cattura di lamprede da parte di ricercatori e nella quale è morto per annegamento l'individuo LL 28 (A); particolare di un'ulcera perforante, trovata nello stomaco di M1 e di altri maschi (vd testo) nell'area di studio (B).

Trap used to catch lampreys for research purposes and in which the individual LL 28 drowned (A); detail of perforating ulcer, found in the stomach of M1 and other males (see text) in the study area (B).

4.2 Radio-monitoraggio

Dei 32 individui catturati e manipolati (riportati in precedenza, nella Tabella 4), 16 ne sono stati marcati con radio VHF, di cui 7 femmine (F1, F3, F4, F5, F6, F8 e F13) e 9 maschi (M1, M2, M3, M4, M5, M5, M6, M7, M8 e M9). Per la descrizione degli esemplari dotati di sistema GPS vedere paragrafo specifico (4.7.2).

Il campionamento radio-telemetrico si è svolto dal 15/6/2007 al 6/10/2010 (Tabella 6).

Durante questi 1209 giorni, sono state raccolte 2225 radio-localizzazioni singole (*fix*) e sono state svolte 238 sessioni di monitoraggio continuato (cicli), ognuna con una durata media di 9,4 ($\pm 5,8$ DS) ore, che hanno portato ad un campione di 8220 *fix_cycle* (a intervallo di 15 minuti, vedi Metodi).

I *fix* (Appendice 6) ed i cicli (Appendice 5) sono rispettivamente ripartiti in numero di 442 e 45 nell'anno 2007, 858 e 104 nel 2008, 807 e 50 nel 2009 e 117 e 4 nel 2010.

Dei 16 animali muniti di radio VHF (Figura 18), 14 (7 maschi e 7 femmine) (Tabella 6) hanno fornito dati per un periodo sufficientemente lungo (≥ 49 *fix* o 45 giorni di monitoraggio) per stimare l'*home-range* e per condurre le altre analisi riportate nella presente tesi (Figura 19). Per questi animali il numero medio di *fix* è stato di 156 (± 66 ; intervallo: 49-315), e quello dei cicli di 17 (± 11 ; intervallo: 3-45), mentre il monitoraggio ha avuto una durata media di 126 giorni (± 68) effettivi per animale, coprendo un periodo medio di 401 giorni (± 244) se si considera l'intero periodo che va dalla prima all'ultima localizzazione.

Il mantenimento per un lungo periodo di tempo e per tutti gli individui monitorati della frequenza omogenea ha permesso la raccolta di un campione di rilevamenti puntuali uniformemente distribuiti nell'arco delle 24 ore (test di Rayleigh: $z = 1,04$; $n = 2224$; $0,05 < P < 0,10$) (Figura 20).

Nei 5 casi in cui è stato rinvenuto il corpo di animali marcati in condizioni tali da poter permettere l'autopsia si è potuto verificare che la radio-trasmittente all'interno della cavità peritoneale non aveva aderito al mesentero o ad organi addominali, come precedentemente documentato in altri studi (Somers & Nel 2004; Kruuk 2006; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea; Ó Néill et al. 2008).

Le radio utilizzate sono rientrate sempre ben al di sotto del 5-10 % del peso corporeo degli individui marcati (Murray & Fuller 2000; Gannon et al. 2007), pesando soltanto l'1,1 % del peso medio dei maschi e l'1,4 % di quello delle femmine.

In un unico caso (F3) è stato possibile documentare la fine della batteria di una radio, avvenuta in un periodo compreso dopo gli 819 e gli 889 giorni (dunque dopo circa 2,2 – 2,4 anni). In 3 casi la batteria sembra essersi esaurita prima del dovuto (192, 372 e 454 giorni rispettivamente per M4, F5 e F6), dato che questi 3 animali non sono stati più trovati nonostante fossero stati intensamente cercati anche fuori dell'area di studio tramite voli in ultraleggero. In tutti gli altri casi, la durata della batteria è stata superiore al decesso dell'animale in questione. In generale, dunque, le prestazioni delle radio utilizzate sembrano rientrare nell'ordine della durata dichiarata di 31 mesi (Telonics Inc.).

Animale	N fix singoli	N fix continuate	Data inizio	Data fine	Causa fine	Giorni monitoraggio	Stima fix persi (%)
F1	315	1681	15/06/2007	12/09/2008	vivo?	264	5
M1	174	650	26/06/2007	03/05/2008	morte naturale	153	23
M2	139	748	21/07/2007	20/03/2008	morte provocata	119	19
M3	163	710	28/09/2007	20/06/2009	investimento	148	45
F3	191	814	03/12/2007	01/03/2010	documentata fine batteria - vivo?	176	18
F4	219	890	17/12/2007	01/03/2010	vivo?	199	11
M4	97	548	10/05/2008	18/11/2008	investimento (sospetto fine batteria)	86	10
M5	215	521	04/09/2008	04/10/2010	vivo	205	4
M6	15	33	06/09/2008	04/11/2008	sospetto bracconaggio	15	33
M7	19	97	15/09/2008	04/11/2008	sospetto bracconaggio	18	11
M8	155	548	20/11/2008	06/11/2009	investimento	142	2
F5	132	166	26/11/2008	03/12/2009	sospetto fine batteria - vivo?	126	12
F6	140	296	02/12/2008	01/03/2010	sospetto fine batteria - vivo?	131	16
M9	118	288	10/12/2008	21/11/2009	morte naturale	114	19
F8	84	187	30/09/2009	04/10/2010	vivo	75	1
F13	49	40	21/03/2010	06/10/2010	vivo	44	18
Media VHF	139	514	-	-	-	126	15
GPS1_F	74	-	01/10/2009	05/10/2009	caduta zainetto - vivo	4	27
GPS2_F	221	-	20/10/2009	30/10/2009	caduta zainetto - vivo	10	27
GPS3_M	241	-	14/12/2009	29/12/2009	caduta zainetto - vivo	15	20
GPS4_F	120	-	15/12/2009	23/12/2009	caduta zainetto - vivo	8	23
GPS5_F	83	-	18/03/2010	29/03/2010	caduta zainetto - vivo	11	80
GPS6_F	45	-	11/05/2010	17/05/2010	caduta zainetto - vivo	6	13

Tab. 6 Individui marcati tramite VHF e GPS, date di inizio e fine monitoraggio, sforzo di campionamento e stima delle localizzazioni perse (in cui gli animali non sono stati trovati o non si è potuto procedere alla loro ricerca). *Individuals equipped with VHF and GPS, start and end of monitoring, sampling effort and estimate of lost fixes (animals that were not found or for whom it was not possible to search for).*

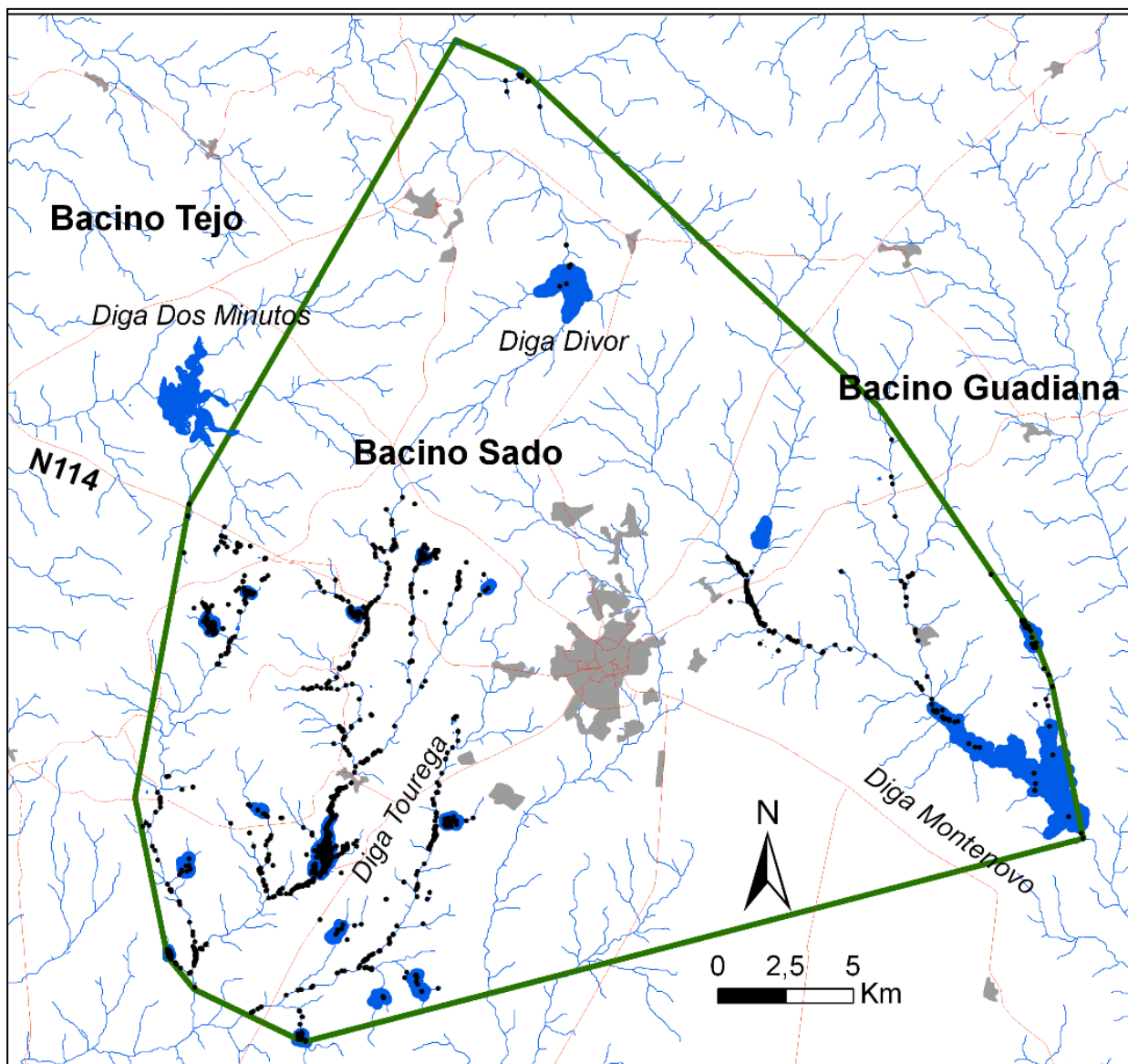


Fig. 18 Minimo poligono convesso contenente tutte le radio-localizzazioni singole (*fix*) dei 16 animali monitorati tramite telemetria VHF. In grigio le aree urbane.
Minimum convex polygon containing all the punctual radio locations (fixes) of the 16 animals monitored via VHF telemetry. Urban areas are in grey.

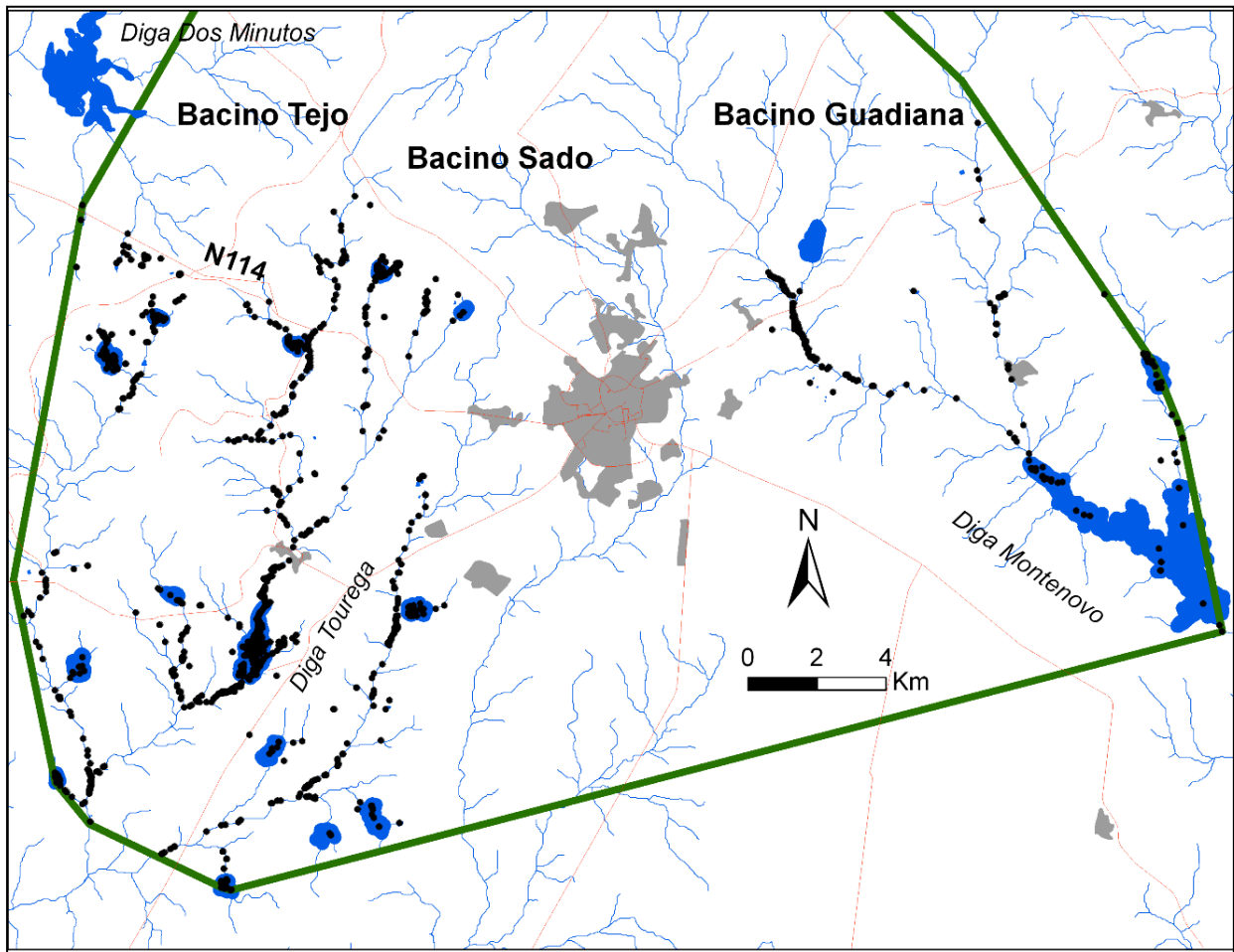


Fig. 19 Particolare con le radio-localizzazioni singole (*fix*) dei 14 animali monitorati più intensamente (≥ 49 *fix*) tramite telemetria VHF, su cui sono state basate tutte le analisi riportate nella presente tesi. In grigio le aree urbane. *Zoom in on the fixes of the 14 animals monitored more intensively (≥ 49 fixes) via VHF telemetry, on which all the analyses reported in this thesis were based. Urban areas are in grey.*

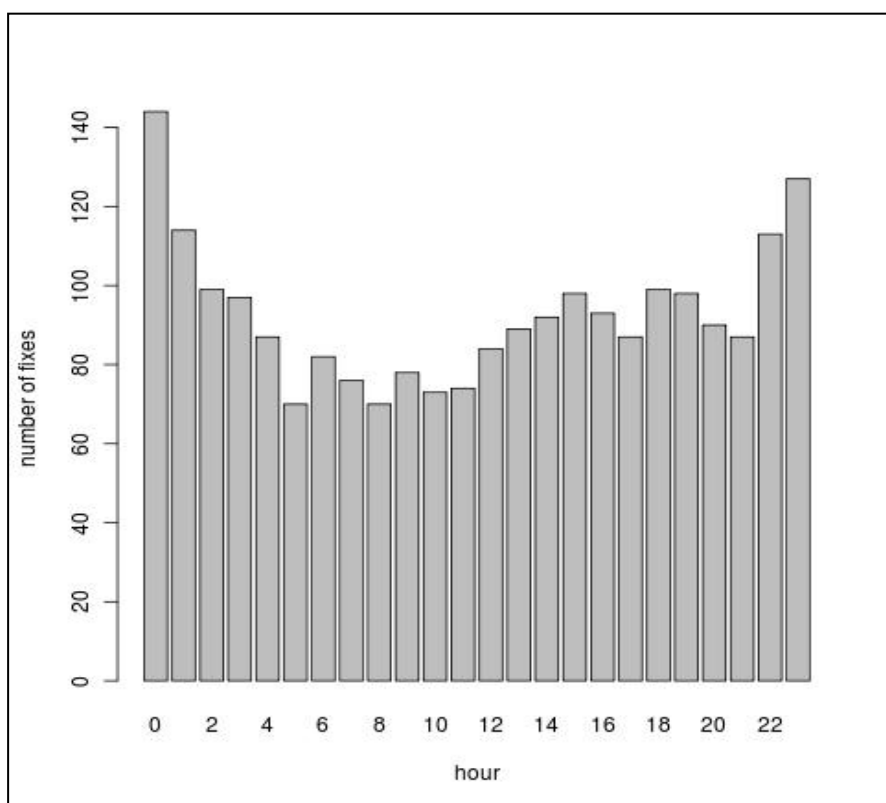


Fig. 20 Frequenza delle radio-localizzazioni singole (*fix*) nell'arco delle 24 ore.
Frequency of single radio-locations (fixes) within 24 hours.

4.3 Organizzazione socio-spaziale

4.3.1 Parentela e relazioni con la distanza geografica: isolamento da distanza e *male-biased dispersal*

Il campione utilizzato per le analisi genetiche è risultato costituito da 65 unità (Figura 21), riguardanti un periodo complessivo di circa 3 anni, simile alla durata della vita media documentata per la specie (Ruiz-Olmo et al. 1998; Kruuk 2006; presente ricerca). Tra queste, di 55 ($\approx 84\%$) si è proceduto con successo all'estrazione del DNA ed all'amplificazione dei loci (Tabella 7), portando all'identificazione di 51 genotipi. I 4 genotipi rimanenti sono dovuti a ripetizioni: un campione di *spraint* e uno di pelo che appartenevano ad animali già catturati e dunque genotipizzati (F13 e F10 rispettivamente); due *spraint* raccolti che appartenevano allo stesso individuo; un cadavere di lontra investita che era di un maschio precedentemente radio-monitorato e dunque genotipizzato (M4), il cui segnale era stato perso un anno e due mesi prima.

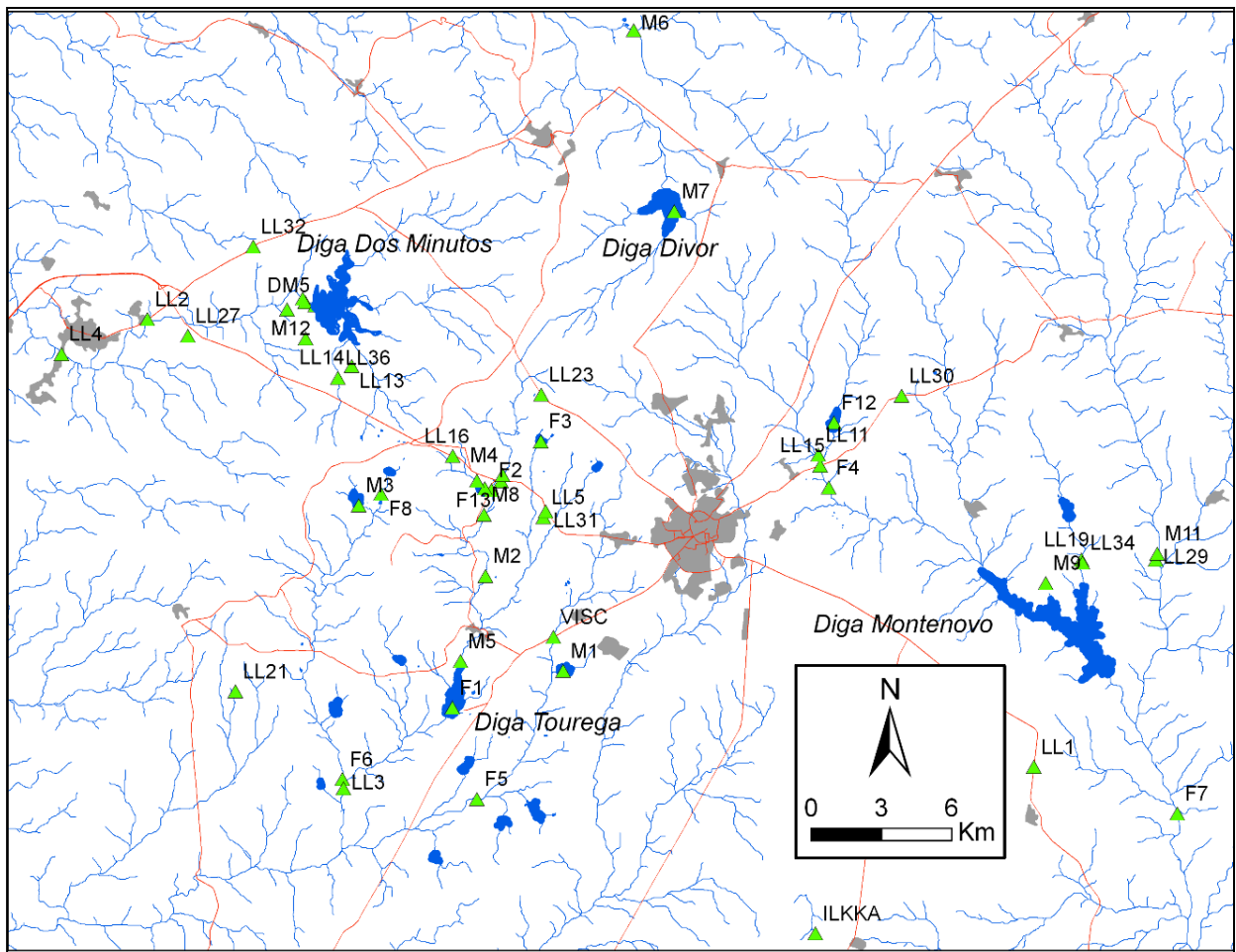
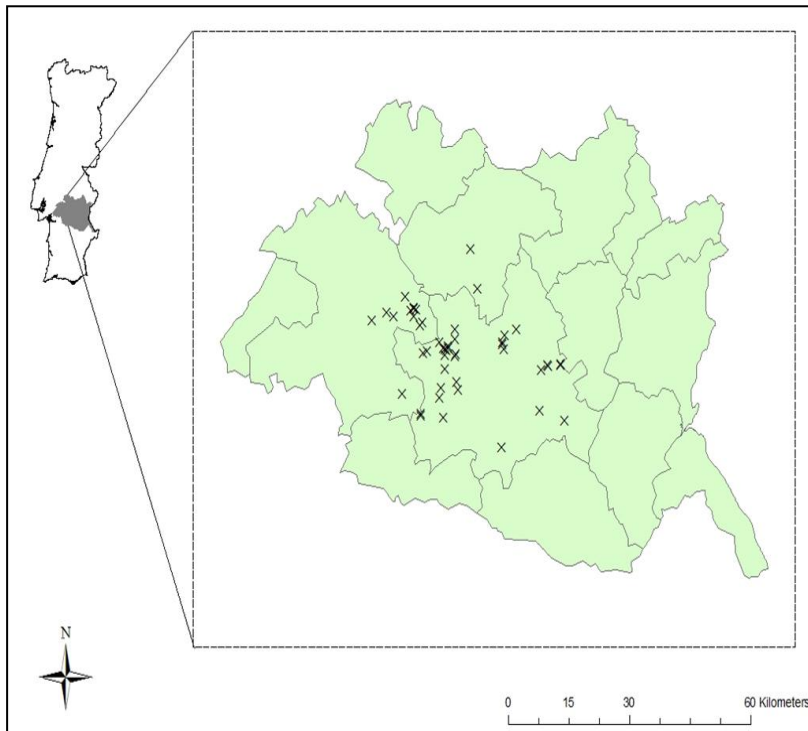


Fig. 21 Distribuzione dei campioni utilizzati per le analisi genetiche a grande scala (in alto) ed in maggior dettaglio (in basso). In grigio le aree urbane.
Distribution of samples used for genetic analyses at large-scale (top) and more in detail (bottom). Urban areas are in grey.

Provenienza campione	Tipologia	N	N (e %) di campioni amplificati con successo
cattura	sangue	9	9 (100 %)
	pelo	16	16 (100 %)
fuga	pelo	13	7 (53,8 %)
	cadavere	pelo	13 (100 %)
spraint freschi	muscolo	6	6 (100 %)
	<i>spraint</i>	8	4 (50 %)
totale	totale	65	55 (84,6 %)

Tabella 7 Numero di campioni e rispettive percentuali di successo nell'estrazione e amplificazione del DNA.
Number of samples and success rate in the extraction and amplification of DNA.

Le probabilità di identità risultano uguali a $9,2e-14$ (PI) e $1,9e-6$ (Pisib); ciò ha permesso di ottenere una stima affidabile della parentela con i 19 loci utilizzati. Tutti i loci sono risultati polimorfici, con un numero di alleli variabile da due a sette (Media = 4,63). L'eterozigosità media osservata è stata 0,56 ($\pm 0,15$) e quella attesa 0,6 ($\pm 0,11$). Nessuno tra i loci testati ha mostrato scarto significativo dall'equilibrio di Hardy-Weinberg, ad eccezione del locus 04OT19 ($P < 0,0001$, con correzione di Bonferroni).

Considerando tutte le combinazioni di coppie tra individui ($N = 1275$), è stato osservato una diminuzione della parentela con l'aumento della distanza geografica, sia euclidea che LCD ($P < 0,001$). Anche nelle analisi seguenti non si è notata differenza tra i risultati forniti da i due tipi di distanza, per cui verranno presentati soltanto i risultati riferiti alla LCD.

Attraverso il grafico della regressione polinomiale locale è possibile osservare con maggior dettaglio la tendenza nella relazione tra parentela e distanze (Figura 22). Si nota che il coefficiente di parentela diminuisce progressivamente fino ad una distanza di circa 30 km, punto oltre il quale segue una relativa stabilizzazione (Figura 22). Tale distanza può essere intesa come l'estensione spaziale alla quale il flusso genico tra individui determina la struttura genetica della popolazione (cf. Coulon et al. 2004; Broquet et al. 2006; Gonçalves da Silva 2007). Tenendo in conto ciò, le analisi successive sono state ristrette alle coppie di individui distanti fino a 35 km l'uno dall'altro.

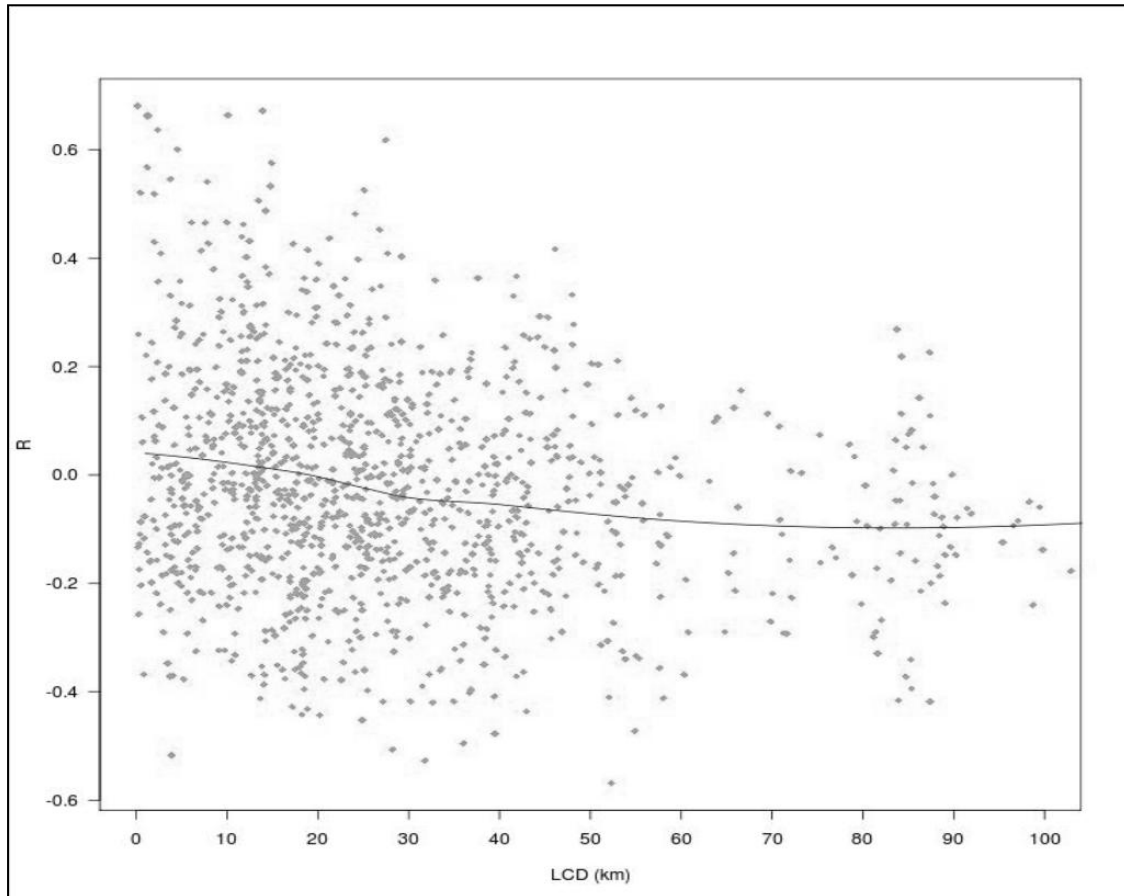


Fig. 22 Regressione polinomiale locale tra il coefficiente di parentela (R) e la distanza geografica, calcolata col metodo del minor costo (LCD).

Local polynomial regression between coefficient of relatedness (R) and geographical distance (LCD).

Tra le coppie di femmine ($N=286$) si conferma l'andamento di diminuzione del coefficiente R con il crescere della distanza già riscontrato a livello della popolazione ($P < 0,001$) (Figura 23A).

Nei maschi ($N = 224$), invece, la relazione tra le due variabili non è risultata significativa (Figura 23B).

Il basso valore di r^2 osservato è dovuto alla grande varianza inerente il coefficiente di parentela calcolato a livello individuale (Blouin 2003; Coulon et al. 2004).

Il processo di validazione dei modelli raccomandato da Zuur et al. (2009) ed applicato ai due modelli di regressione conferma che entrambi sono coerenti con i presupposti di omogeneità, indipendenza e normalità (vd Appendice 8) e che la relazione tra le variabili può considerarsi, di fatto, lineare.

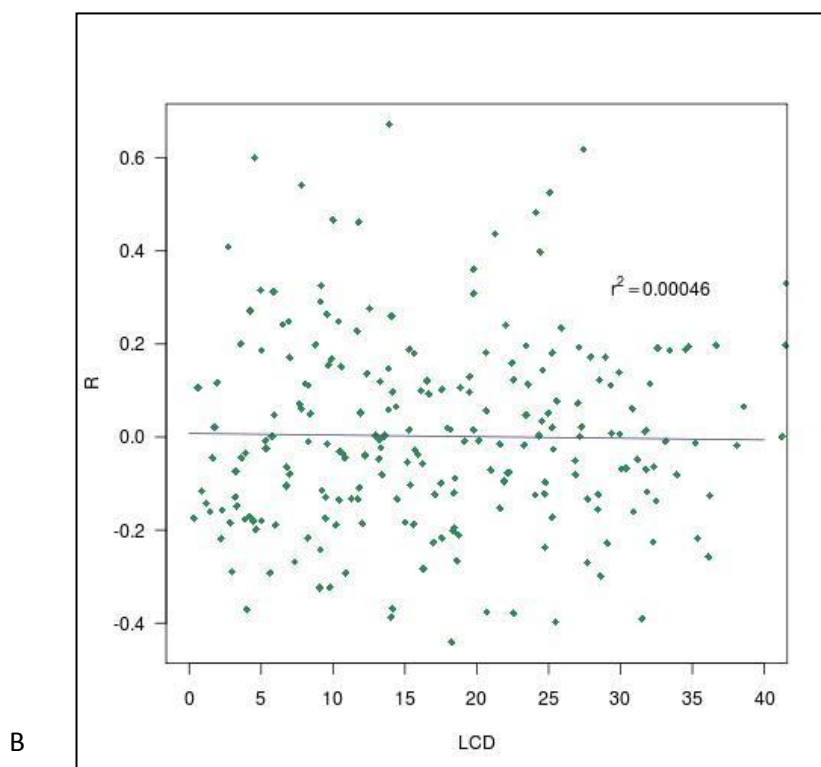
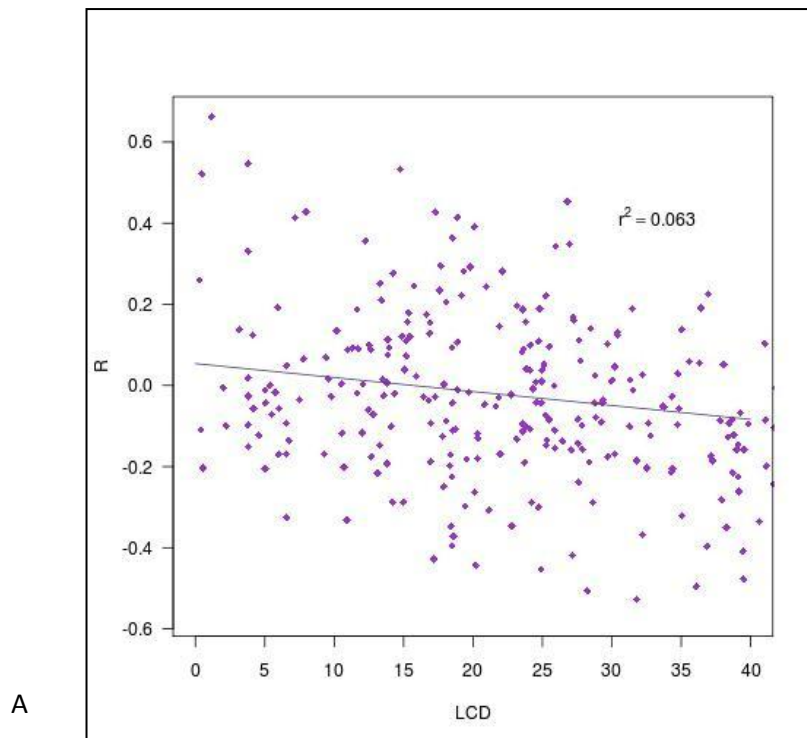


Fig. 23 Regressione lineare tra il coefficiente di parentela R e la distanza di minor costo (LCD - in km) riferito a coppie di femmine (A) e coppie di maschi (B). Oss.: a scopo illustrativo la variabile dipendente è mostrata sull'asse delle ascisse.

Linear regression between coefficient of relatedness R and geographic distance (LCD - in km) referred to pairs of females (A) and pairs of males (B). Obs.: for illustrative purposes the dependent variable is shown on the horizontal axis.

4.3.2 Dati sul *dispersal* rilevati tramite *radio-tracking*

Tra i 7 individui subadulti di lontra monitorati (5 maschi e 2 femmine) dei quali si sarebbe pertanto potuta verificare la dispersione, questa è stata effettivamente documentata solamente in 4 maschi (Tabella 8) (Figura 24). Oltre al *dispersal* di M3, M5 ed M8, rilevato tramite *radio tacking*, è stata, infatti, documentata un'altra occorrenza di dispersione attraverso l'analisi della parentela, precisamente di M1 (Tabella 8) (Figura 25). Quest'individuo era infatti discendente diretto di F1 ($P < 0,01$) e il suo *home-range* si trovava in una località distinta dall'area di questa femmina, sebbene fosse stato saltuariamente localizzato all'interno del suo *home-range* durante movimenti di esplorazione (*occasional sallies*). Non conoscendo la reale traiettoria intrapresa da M1, nel caso di questo animale per il calcolo della distanza "ED" sono state fornite due possibili distanze (a seconda che egli abbia seguito un ramo del fiume piuttosto che un altro) (Tabella 8).

Non sono stati documentati eventi di dispersione in alcuna delle due femmine subadulte marcate (F6 e F8), né nel maschio M4. Una femmina adulta, F5, sembra aver mostrato un comportamento di *dispersal* forzato, probabilmente dettato dallo stress da cattura. Subito dopo il rilascio, avvenuto nello stesso sito della cattura, essa è stata infatti localizzata in un'area distante 5 km, dove vi ha risieduto stabilmente, senza mai fare più ritorno al sito precedente.

La distanza media di dispersione (secondo il metodo dei punti estremi o DE) è risultata essere di 20 km (± 6) (Tabella 8). Tale valore è da intendersi come probabilmente sottostimato, in quanto tre su quattro degli individui dispersi sono morti quando si trovavano ancora in fase di esplorazione di nuovi territori ed il monitoraggio del quarto (M5) è dovuto terminare a causa della fine del progetto quando questi era ancora vivo e apparentemente non stabilizzatosi del tutto nel nuovo *home-range*. In effetti, tutti i 4 individui dei quali è stata documentata la dispersione hanno mostrato un comportamento simile, ampliando progressivamente il proprio *home-range* d'origine con movimenti ed esplorazioni e con continui ritorni ad esso, stabilendosi in nuove aree per alcuni giorni o settimane e poi continuando con l'esplorazione di ancora nuove aree.

La morte di M1, avvenuta per cause apparentemente naturali e non ben chiarite (Quaglietta et al. 2010), ad un'età piuttosto giovane (intorno all'anno di età), potrebbe, infatti, aver messo fine anzitempo al comportamento di dispersione di questo individuo.

Per quanto riguarda M3 la distanza di dispersione finale più corretta si ritiene sia quella cumulativa ovvero quella definita come DT (Tabella 8), mentre la DE e la DC potrebbero essere largamente sottostimate, in quanto questo individuo è stato quello che ha esibito le fasi di dispersione più nette (ne sono state identificate almeno 4, ma potrebbero esser state di più, considerando che l'animale era stato frequentemente perso proprio a causa del comportamento altamente erratico, sebbene sempre ritrovato, anche grazie a voli in ultraleggero), in direzioni alquanto diverse (Ovest, Sud-Ovest, Nord-Est, Ovest/Sud-Ovest), coprendo, nel complesso, una distanza cumulativa di circa 47 km prima di stabilirsi, almeno per un determinato periodo di tempo (vedi testo), nel suo nuovo territorio (Figura 26). Territorio dove l'animale in questione risulta essersi riprodotto. La femmina F8, infatti, che era stata catturata nell'area in cui si era stabilito M3 successivamente alla sua dispersione, è risultata essere discendente diretta di questi ($P < 0,01$).

Sulla base di queste evidenze genetiche, la dispersione di M3 può dunque essere considerata effettiva (cf. Greenwood 1980), essendosi quest'individuo riprodotto in seguito alla dispersione. Dopo la riproduzione, M3 è stato investito su una strada nazionale (N114), la stessa che ha causato la morte ad un altro giovane maschio in dispersione monitorato, M8, sempre nella stessa area (Figura 24). I due cadaveri sono stati rinvenuti, in periodi diversi, nelle vicinanze di linee d'acqua che erano state utilizzate per la prima volta dagli stessi animali poco tempo prima d'essere investiti.

M5 e M8, sono risultati fratelli ($P < 0,001$) e sono partiti dalla stessa area (natale), finendo per occupare porzioni di territorio molto simili, sebbene in periodi diversi (Figura 24): si è verificata anteriormente la dispersione di M8 (Figura 27), individuo di maggiori dimensioni corporee (pesi, rilevati al momento delle rispettive catture, di 8,5 Kg per M8 e 7,3 Kg per M5), mentre quella di M5 (Figura 28) è avvenuta successivamente alla morte del fratello.

In effetti, dei 4 individui maschi subadulti marcati di cui è stata documentata la dispersione, ben 3 hanno seguito la stessa rotta e finito con l'occupare quasi la stessa area (in tempi diversi), come mostrato dall'elevata percentuale di sovrapposizione tra le nuove aree in cui si erano stabiliti (43 %; DS = 21,2; intervallo: 12,4 - 66,8 – Figura 29), pur avendo potenzialmente a disposizione differenti direzioni di dispersione e porzioni di reticolo idrografico (Figura 24).

M9, individuo adulto, ha mostrato un utilizzo intenso (indicato dalla presenza di CSs) di due aree distinte del proprio HR, in entrambe le quali era nota la presenza di individui di sesso femminile.

Ciò potrebbe far supporre ad un comportamento di “*dispersal riproduttivo*”, ovvero spostamenti periodici tra aree occupate da potenziali partner riproduttivi (Clobert et al. 2008).

Animale	Monitoraggio	Distanze dispersione (km)		
		DE	DC	DT
M1 *	Giu 07 – Mag 08	10 o 12 (8)	8 (4)	25
M3	Set 07 – Giu 09	26 (17)	15 (10)	47
M4	Mag 08 – Nov 08	Non rilevata	Non rilevata	Non rilevata
M5	Set 08 – Set 10	22 (13)	20 (9)	31
M8	Nov 08 – Ott 09	20 (14)	15 (9)	34
F6	Dic 08 – Feb 10	Non rilevata	Non rilevata	Non rilevata
F8	Set 09 – Set 10	Non rilevata	Non rilevata	Non rilevata
Media (±DS)	-	20 ± 6 (13 ± 4)	15 ± 5 (8 ± 3)	34 ± 9

Tab. 8 Distanze di dispersione (calcolate lungo il reticolo idrografico e, in parentesi, in termini di distanza euclidea) e periodo di monitoraggio dei 7 individui subadulti radio-monitorati. L’asterisco (*) indica un evento rilevato tramite analisi genetiche, con incertezza sulla traiettoria da questi seguita che porta ad una doppia possibilità per quanto riguarda la prima tipologia di distanza (vedi testo). DE = distanza tra i due punti più estremi degli *home-range* d’origine e quello nuovo; DC = distanza dal centroide dell’HR d’origine a quello del nuovo HR; DT = distanza (traiettoria) totale percorsa.

Maximum dispersal distance (computed along the water network, and, in brackets, as Euclidean distance) and monitoring period of the 7 radio-tracked subadult individuals. Asterisk () shows an event detected by genetic techniques; concerning the first type of distance, it has two possible different trajectories (and therefore distances), as we were unaware of the real route followed by the animal (see text). DE = distance between the two furthest points of natal and new home ranges; DC = distance between the two centroids of natal and new home ranges; DT = total route covered.*

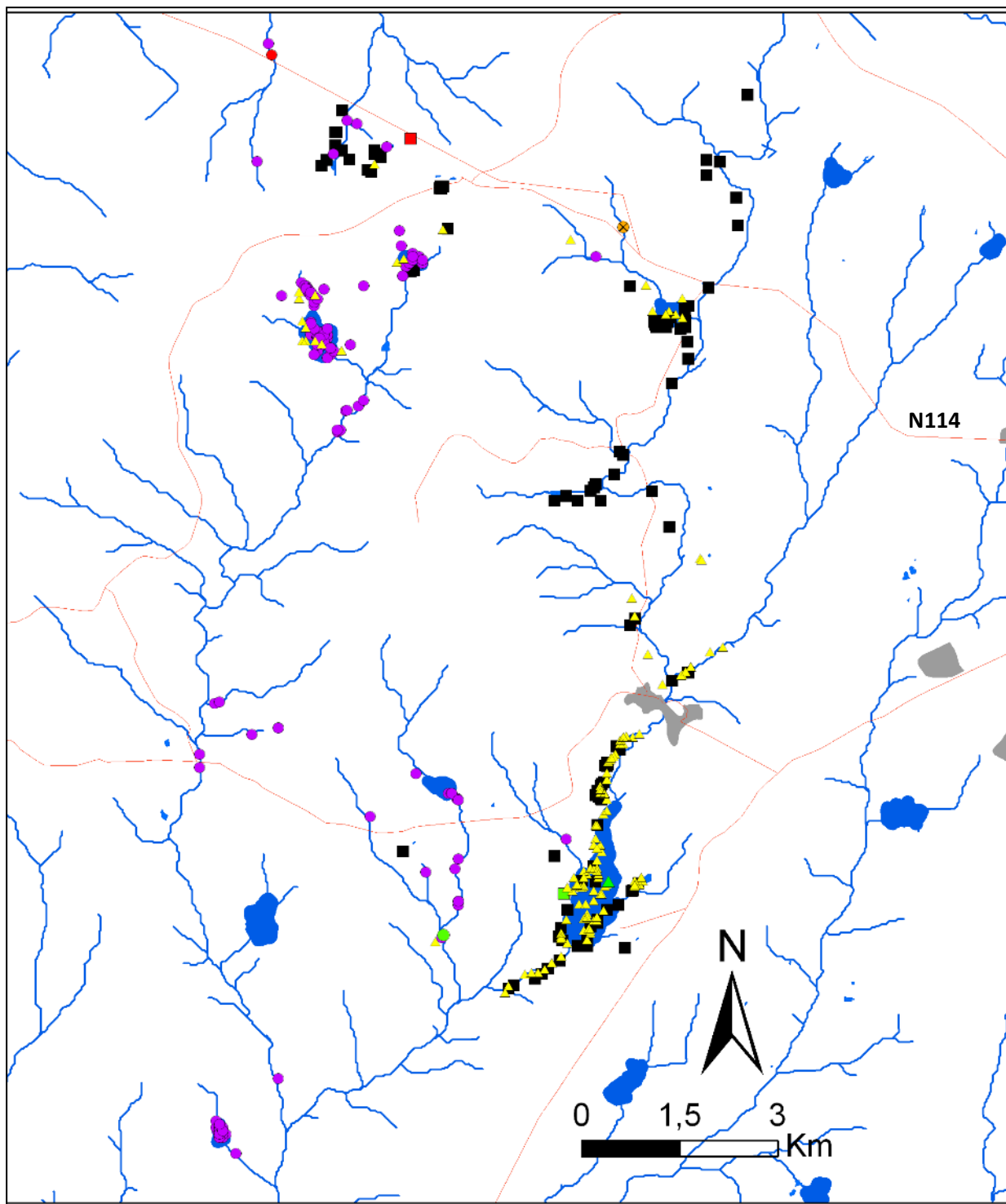


Fig. 24 Radio-localizzazioni dei tre individui subadulti dispersisi all'incirca dalla stessa area natale (uguale per **M5** e **M8**, fratelli) e finiti con l'occupare all'incirca la stessa area dopo la dispersione, avvenuta in tre tempi diversi: dapprima **M3**, rappresentato da punti viola, poi **M8** (quadrati neri) ed infine **M5** (triangoli gialli). Il colore verde indica i rispettivi siti di cattura, il rosso il punto in cui sono morti **M3** ed **M8** (strada nazionale N114), l'arancione la ricattura di **M3**, avvenuta dopo che questo animale era stato perso. Reticolo stradale rappresentato dalla linea rossa e aree urbane in grigio.

*Radio-locations of the three subadult individuals dispersing from roughly the same natal area (the same for **M5** and **M8**, that are siblings) to roughly the same area after dispersal, which occurred in three different times: first **M3** (purple dots), then **M8** (black squares) and finally **M5** (yellow triangles). Green indicates their capture sites, red the point in which **M3** and **M8** were killed (national road N114), orange the recapture of **M3**, which occurred after the animal had been lost. Roads are shown by red lines, urban areas are in grey.*

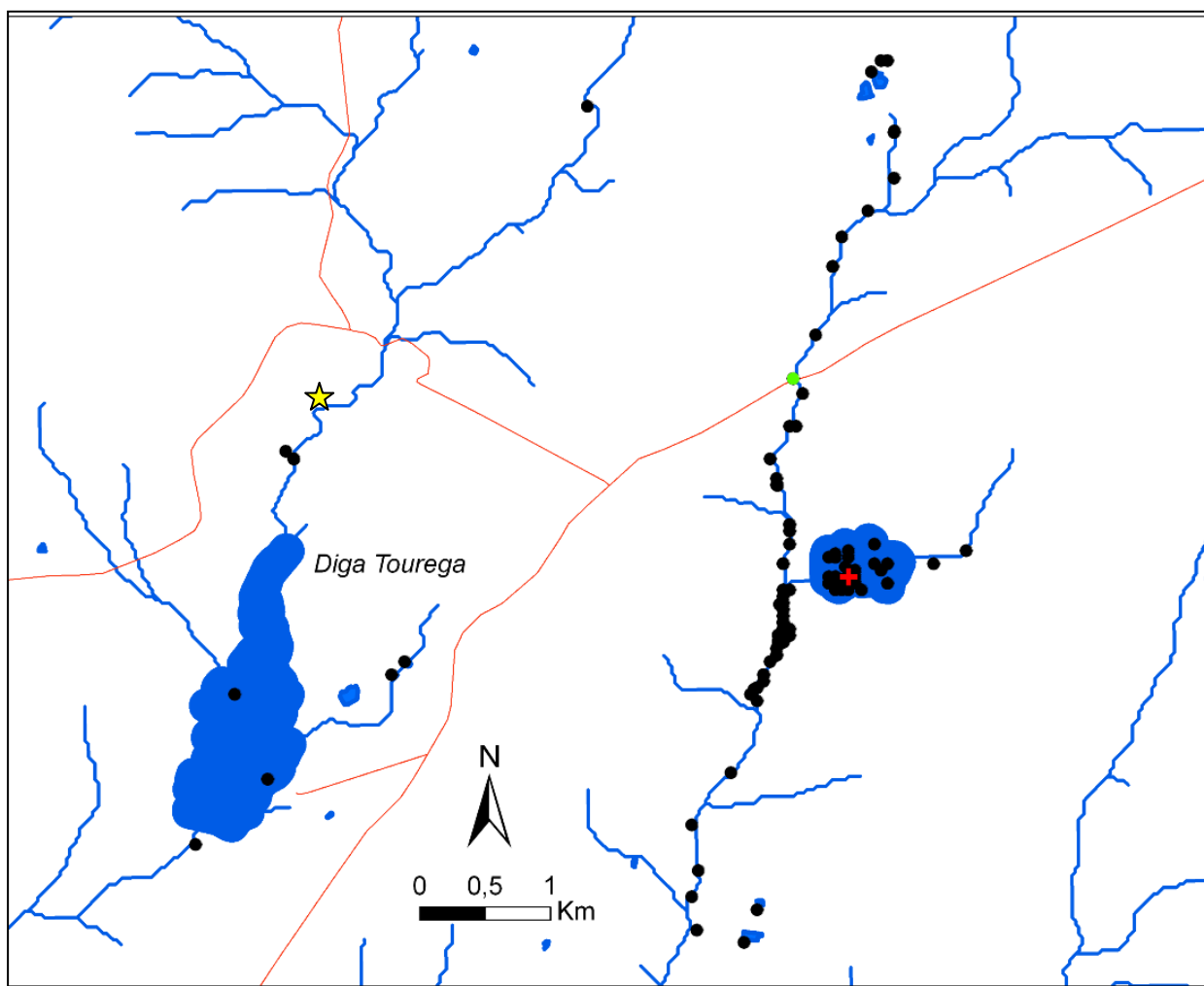


Fig. 25 Radio-localizzazioni di **M1**. Il colore verde indica il sito di cattura, la stella gialla il sito in cui si stima sia nato (*core-area* dello *home-range* della madre, F1) e la croce rossa il punto in cui è morto. Reticolo stradale in rosso.

M1 radio-locations. Green indicates the capture site, the yellow star the estimated site of birth (*core area* of mother's home range, F1) and the red cross where he died. Roads are in red.

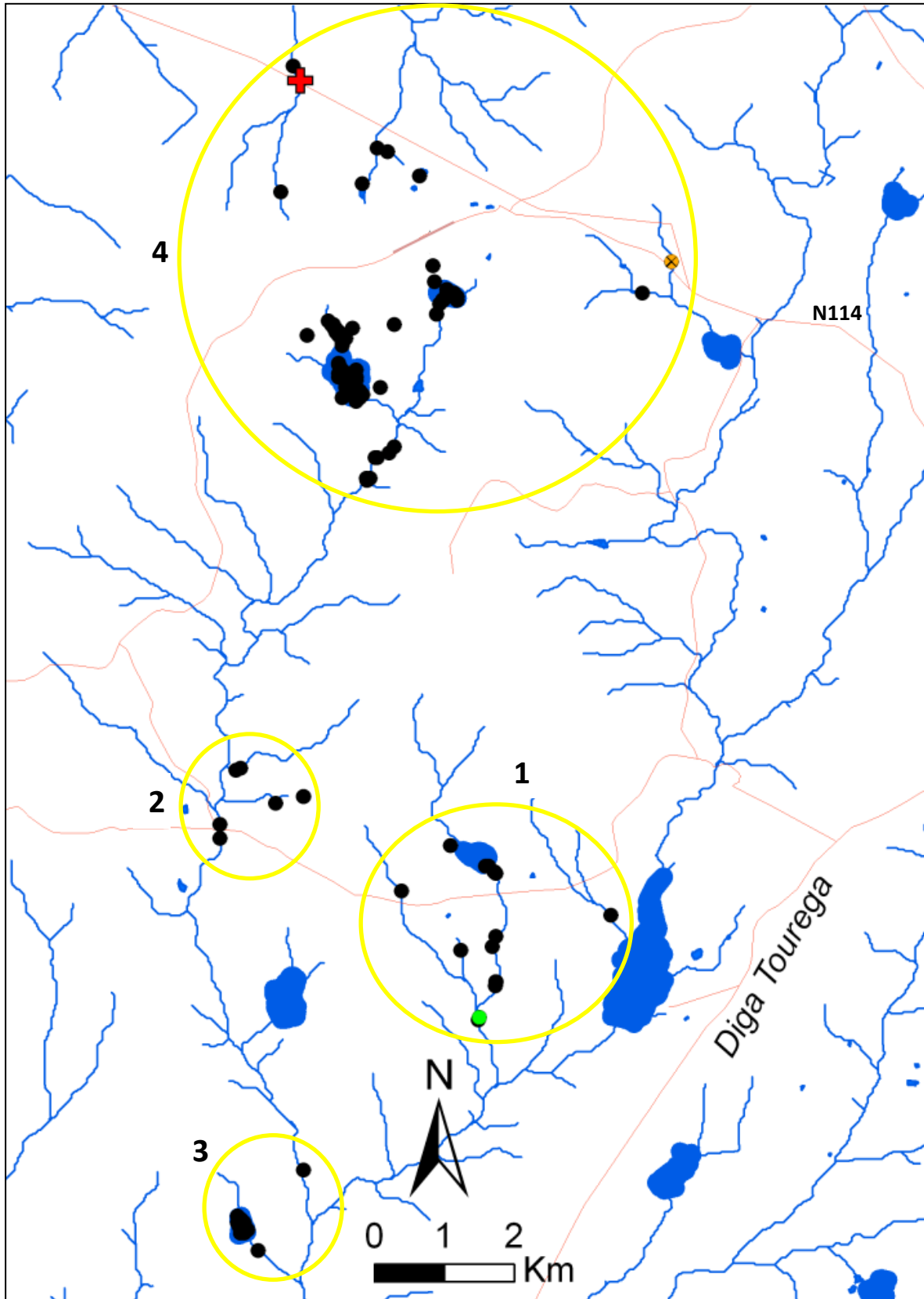


Fig. 26 Radio-localizzazioni di M3, divise nei 4 momenti di dispersione indicati dalle ellissi gialle in ordine cronologico crescente. Il colore verde indica il sito di cattura, il pallino crociato arancione il sito in cui è stato ricatturato e la croce rossa il punto in cui è morto. Reticolo stradale in rosso.

M3 radiolocations divided into 4 moments of dispersion indicated by the yellow ellipses in chronological ascending order. Green indicates the capture site, the orange dot the recapture site and the red cross where it was killed. Roads are in red.

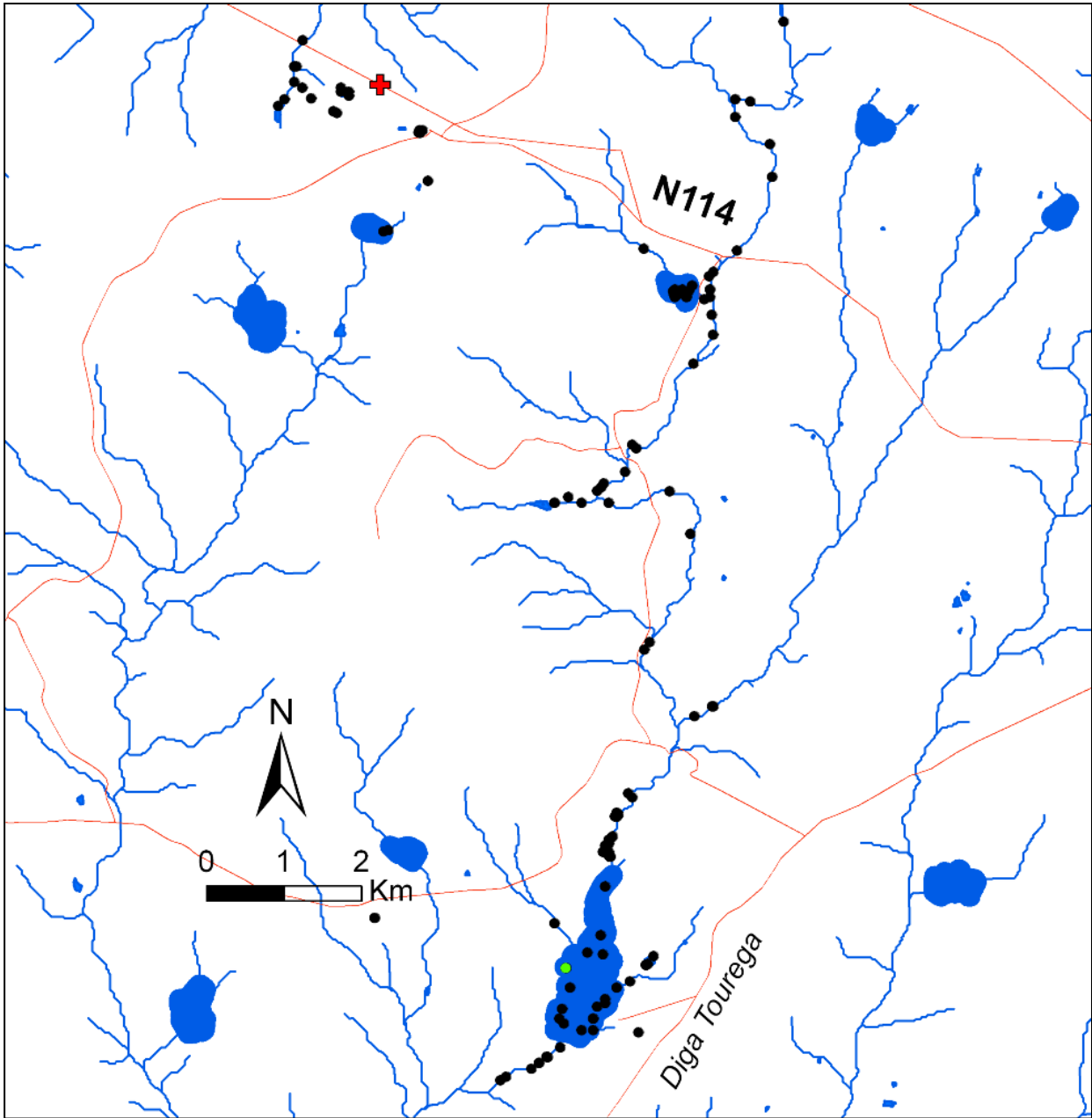


Fig. 27 Radio-localizzazioni di M8. Il colore verde indica il sito di cattura e la croce rossa il punto in cui è morto. Reticolo stradale in rosso.

M8 radio-locations. Green indicates the capture site and the red cross where it was killed. Roads are in red.

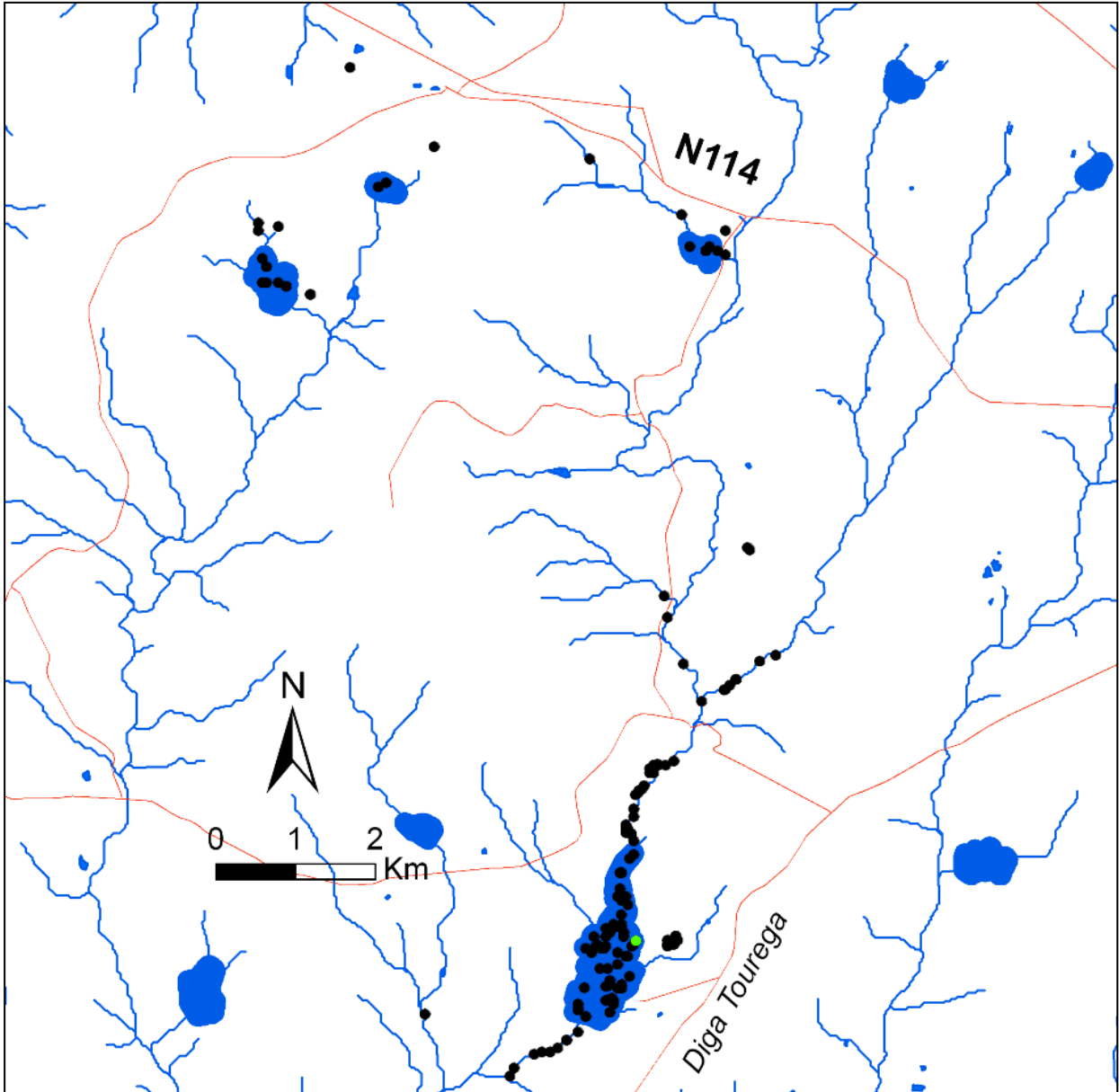


Fig. 28 Radio-localizzazioni di M5. Il colore verde indica il sito di cattura. Reticolo stradale in rosso.
M5 radio-locations. Green indicates the capture site. Roads are in red.

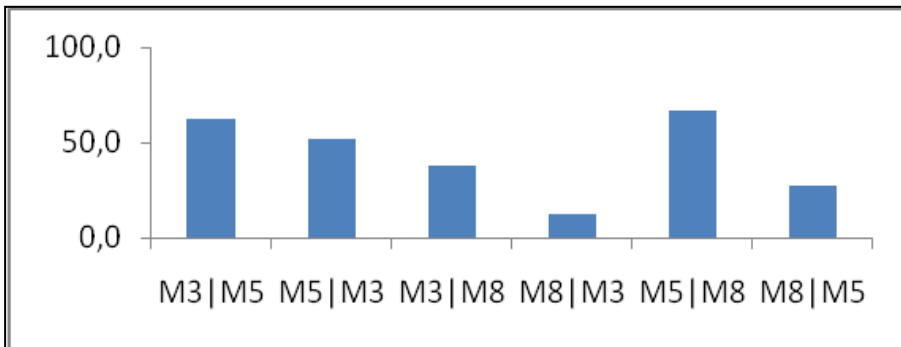


Fig. 29 proporzioni di sovrapposizione tra gli HR_95 dei maschi in dispersione.
Percentage of HR_95 overlap between males in dispersal.

4.3.3 Home-range

In tutti gli animali è stato riscontrato un certo grado di *site fidelity*. Le radio-localizzazioni, infatti, sono risultate generalmente più raggruppate tra loro che uniformemente sparse lungo il reticolo idrografico, come mostrato dalle analisi “*Network K-Function*” (in Figura 30 individuo F3, per gli altri vd Appendice 9).

Tuttavia, osservando con maggior dettaglio i grafici dei differenti individui si nota come, tra le femmine, l’uso dello spazio di F6 e F8 sia significativamente raggruppato a una scala fine, fino ad una distanza rispettivamente di 4 km e 2 km circa; oltre questa soglia diviene più uniforme all’aumentare della scala considerata. F13 si segnala come quella con una modalità d’uso dello spazio più uniforme (Appendice 9). Tra gli individui di sesso maschile, M1 e M6 sono quelli che mostrano un utilizzo più concentrato dello spazio a tutte le scale. Gli altri maschi mostrano un andamento simile, ma oltre delle distanze-soglia (Appendice 9) diventano più uniformi nel loro utilizzo dello spazio. In un caso si registra un utilizzo addirittura regolare dello spazio. E’ il caso di M3 dopo la soglia di 13 km (Appendice 9).

In generale, dunque, sembra che localizzazioni più vicine tra loro nello spazio siano più raggruppate di quanto non lo siano quelle ad una distanza maggiore.

In media, è stata necessaria la raccolta di 49 *fix*, corrispondenti a circa 45 giorni di campionamento con una frequenza di 1 *fix* ogni 36 ore, per stimare un HR considerato stabile (Figura 31). Se si analizza in base al sesso, per le femmine sono necessari 46 *fix* (corrispondenti a 42 giorni), per i maschi 52 (48 giorni).

Tali cifre sono, in realtà, probabilmente sovrastimate se si tiene conto che: i primi *fix* di F1 erano ad una frequenza maggiore (e quindi innalzano il valore senza corrispondere ad un incremento dell’HR a causa della maggiore autocorrelazione); nel periodo iniziale del suo monitoraggio F4 era stata spesso persa a causa di problemi logistici, per cui l’incremento “tardivo” nel suo HR si deve a questo più che ad un cambiamento nelle abitudini e nei movimenti dell’animale. Per entrambi questi animali, quindi, si è confidenti che si sarebbe potuto identificare l’HR stabile con un numero minore di radio-localizzazioni. Infine, nel calcolo sono stati inclusi anche 4 maschi (M1, M3, M5 e M8) che ad un certo punto della loro storia naturale hanno iniziato movimenti di dispersione, e ciò ha portato naturalmente ad un graduale e tardivo incremento delle porzioni di *range* utilizzato. Tali movimenti di dispersione sono indicati dagli spostamenti verticali (Figura 31). Alcuni di questi animali (M3 e M5) si incontravano ancora in fasi esploratorie durante il *dispersal* alla fine del monitoraggio, come testimoniato da alcuni picchi nei grafici (Figura 31).

M3 è stato investito durante queste fasi di esplorazione in un territorio nuovo, in Giugno del 2009.

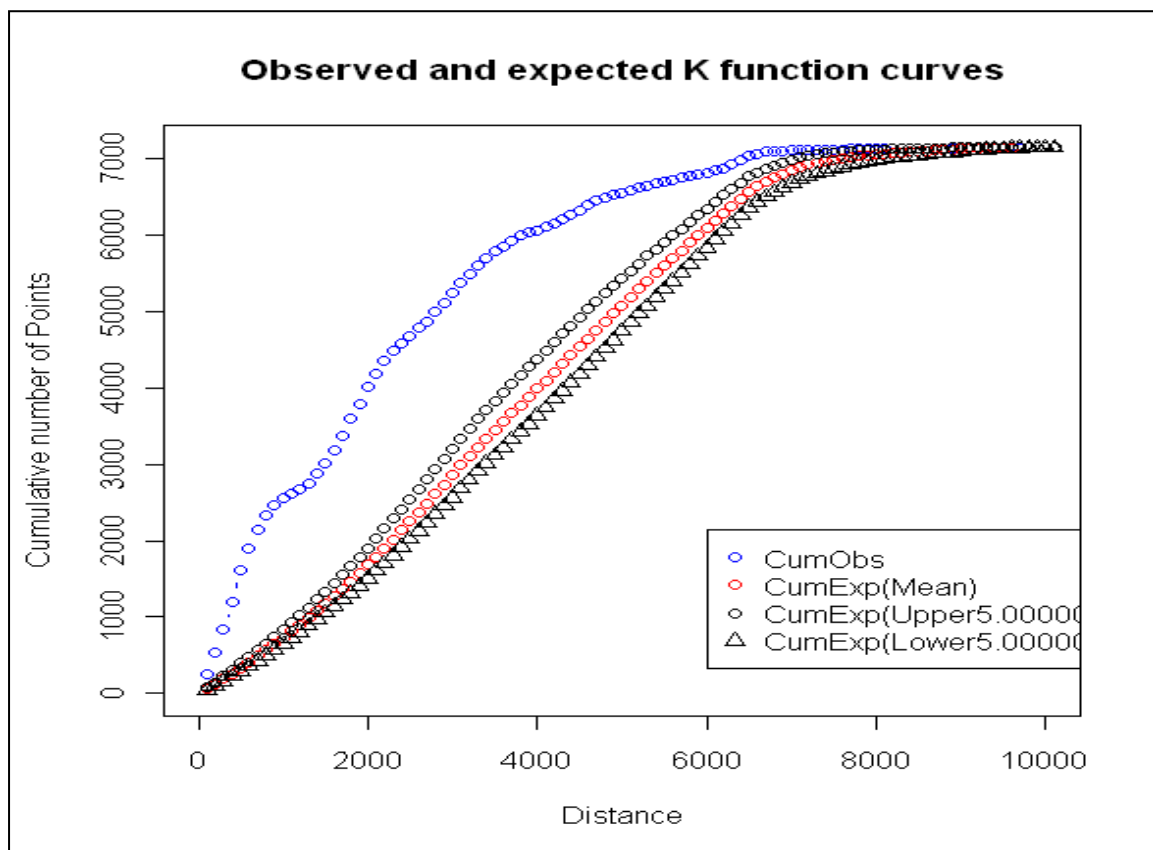


Fig. 30 Network K-function (software SANET 4.0) osservata (in blue) e attesa (in rosso) secondo una distribuzione casuale uniforme, ottenute tramite 1000 permutazioni di Monte Carlo; e intervalli di confidenza (in nero) delle localizzazioni di **F3**. In ordinata il numero cumulativo di punti in relazione alla distanza minima (ascissa) calcolata lungo il reticolo idrografico tra ogni punto e tutti gli altri. Per i grafici degli altri individui vedi Appendice 9.

*Network K-function (software Sanet 4.0) observed (in blue) and expected (in red) according to a uniform random distribution, obtained by 1000 Monte Carlo permutations, and confidence intervals (black) of the localization of **F3**. For a set of points on a network, this tool examines whether or not points (on the y-axis) are clustered or dispersed in terms of the average number of points within t shortest-path distance along the hydrographic network centered at every point, where t is a parameter varying from zero to infinity (a very large number). This examination is achieved by testing Type the number of iterations for Monte Carlo simulation. The null hypothesis is that points are randomly and independently distributed according to the uniform distribution over the hydrographic network. For graphs of other individuals see Appendix 9.*

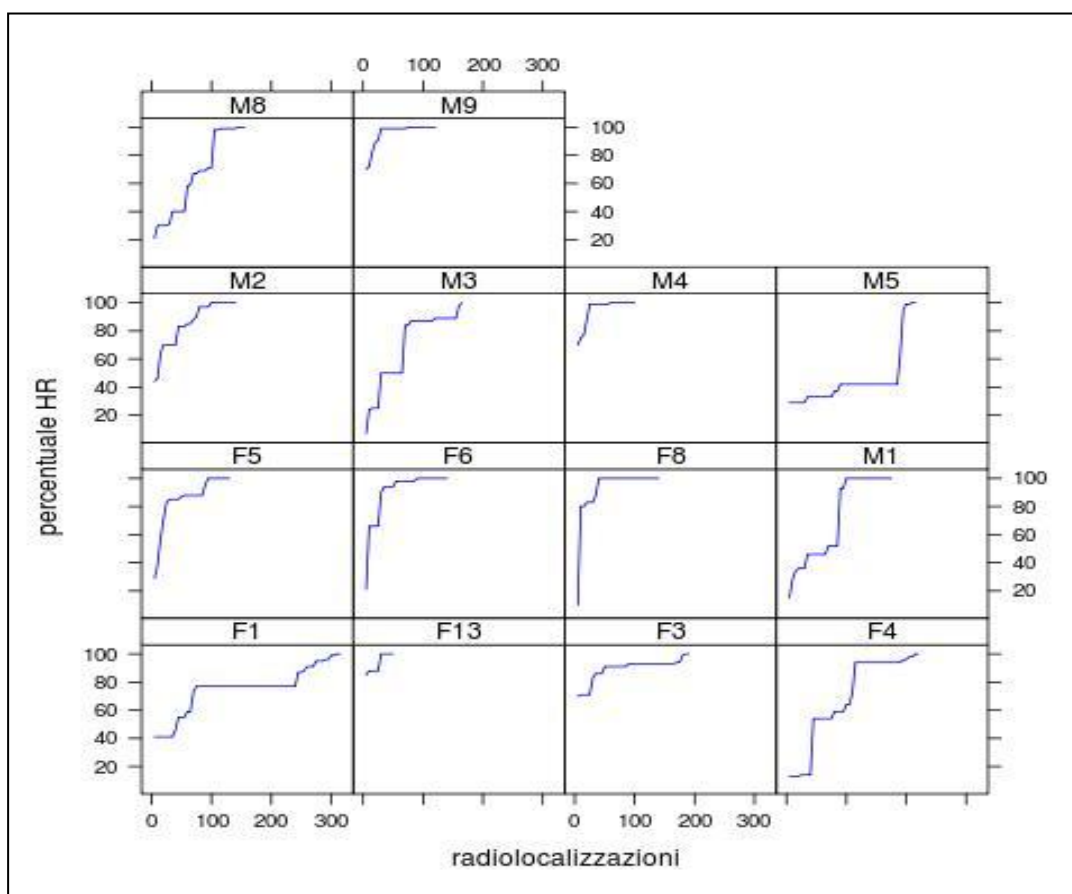


Fig. 31 Grafico dell'espansione asintotica degli HR. Sull'ascissa il numero dei rilevamenti singoli e sull'ordinata la percentuale della stima dell'HR.

Graphic of the asymptotic expansion of the HRs. The number of fixes is on the abscissa and the percentage of the estimated HR on the y-axis.

Le stime degli HRs non presentano variazioni significative tra i 14 animali monitorati per un lungo periodo di tempo, neanche all'interno dello stesso sesso ed a prescindere dal tipo di calcolo utilizzato per la stima stessa dell'HR (Kruskall-Wallis test: P sempre > 0,05).

La stima dell'estensione media lineare (L₉₅) è di circa 16,8 Km per le femmine (SE = 2,8; intervallo: 8,0 – 28,7) e 38,5 per i maschi (SE = 2,4; intervallo: 14,9 – 68,1), o 22,5 Ha e 92,7 Ha rispettivamente in termini d'area (Tabella 9).

Con entrambe le metodologie di calcolo, la differenza, rispettivamente dell'ordine di 2,2 e 3,7 volte, è significativa (L₉₅: U = 5; Z = -2,49; P = 0,013; A₉₅: U = 6; Z = -2,36; P = 0,018).

Ad ogni modo, la stima di un HR calcolata secondo il metodo dell'estensione lineare è risultata significativamente correlata con quella ottenuta tramite il calcolo della superficie ($R = 0,81$; $P < 0,0001$).

Le stime ottenute senza *outlier* sono risultate sempre statisticamente differenti (maggiori) rispetto a quelle totali, e ciò è avvenuto sia per le estensioni lineari che per le superfici (Tabella 9) (Wilcoxon paired test: $P = 0,001$ in entrambi i casi).

Tra le femmine la minore estensione dell'HR si registra per F4, l'unico esemplare, tra gli individui monitorati, ad avere incluso nel proprio HR porzioni dell'unico corso d'acqua di ordine inferiore al III presente nell'area di studio (fiume Degebe). L'altra femmina con una limitata estensione lineare di HR, F8, ha però un'ampiezza molto maggiore rispetto a F4 per quanto riguarda l'area (Tabella 9).

Le dimensioni medie degli *home-range* dei subadulti sono generalmente inferiori a quelle degli adulti dello stesso sesso, sebbene la significatività della differenza sia soltanto sfiorata nel caso dei maschi ($U = 0$; $Z = -1,93$; $P = 0,053$; $N = 7$) e non vi sia tra le femmine ($U = 2$; $Z = 1,16$; $P = 0,24$; $N = 7$) (Tabella 9). Si rimarca, tuttavia, che il *pattern* tra le femmine è fortemente condizionato da F4, il cui HR è nettamente inferiore alla media delle altre femmine. Eliminando F4 dalle analisi, infatti, anche tra le femmine si nota una tendenza molto simile a quella riscontrata tra i maschi ($U = 0$; $Z = 1,85$; $P = 0,064$; $N = 6$).

Animale	Età stimata	L_95 (m)	L_Tot (m)	A_95 (m2)	A_Tot (m2)
F1	adulto	21930	29776	628645	672454
F3	adulto	20300	26056	78616	88026
F4	adulto	7983	9461	29899	32890
F5	adulto	28667	40015	413649	554015
F6	subadulto	14252	17542	187454	202494
F8	subadulto	8921	10099	160742	162126
F13	adulto	15439	16866	78706	82093
M1	subadulto	25878	34849	742939	776328
M2	adulto	45376	50940	764365	765979
M3	subadulto	1) 6974; 2) 2772; 3) 1105; 4) 12487 Tot 40426	1) 9832; 2) 5270; 3) 3490; 4) 24255 Tot 57230	1) 44066; 2) 5657; 3) 20438; 4) 164925 Tot 266528	1) 47810; 2) 14521; 3) 26448; 4) 193390 Tot 315365
M4	subadulto	14957	21644	94221	106231
M5	subadulto	1) 16636; 2) 14314 Tot 37087	1) 24782; 2) 15105 Tot 45024	1) 616244; 2) 192224 Tot 822587	1) 634593; 2) 194386 Tot 840798
M8	subadulto	1) 13219; 2) 36791 Tot 37772	1) 21253; 2) 40452 Tot 46077	1) 603650; 2) 709827 Tot 712351	1) 625344; 2) 719744 Tot 730858
M9	adulto	68151	78556	3084663	3107992
F		16785 (2793)	21402 (4209)	225387 (82368)	256300 (95389)
M		38521 (2366)	47822 (2552)	926808 (141692)	949079 (141609)
Tot		27653 (1193)	34612 (1415)	576097 (55715)	602689 (55884)

Tab. 9 Stime degli *home-range* espressi come estensione lineare totale (L_Tot), stima al 95 % dell'estensione lineare (L_95), superficie totale (A_Tot) e stima al 95 % della superficie (A_95). **F** indica la media (\pm SE) dei soli individui di sesso femminile, **M** maschile, **Tot** si riferisce a tutti gli individui di cui è stato identificato l'HR stabile (N = 14). Nei casi in cui è stato documentato un repentino ampliamento nell'HR a causa di movimenti di dispersione (M3, M5 e M8) sono riportate sia le stime parziali degli HR sia quella finale (Tot) in ultimo.

Estimates of home range expressed as total linear extension (L_Tot), 95% estimate of linear extension (L_95), total (A_Tot) and 95% estimate of surface area (A_95). F indicates the mean (\pm SE) of only female individuals, M male, Tot refers to all individuals with a stable HR (N = 14). In cases where a shift in the HR has been documented, due to dispersal movements (M3, M5 and M8), both the partial HR estimates and the final one (Tot) are reported.

4.3.4 Home-range stagionali e relazioni con la disponibilità d'acqua

La percentuale di sovrapposizione tra i diversi HR stagionali di uno stesso individuo risulta sempre piuttosto elevata (media = 74 %; DS = 22; N = 42), senza differenze significative tra i sessi (U = 168; P = 0,190), sebbene con una percentuale maggiore tra le femmine, denotando, dunque, una discreta *site fidelity* nel corso delle stagioni (Figura 32, Tabella 10 e Figure 33-46 per gli *home-range* individuali).

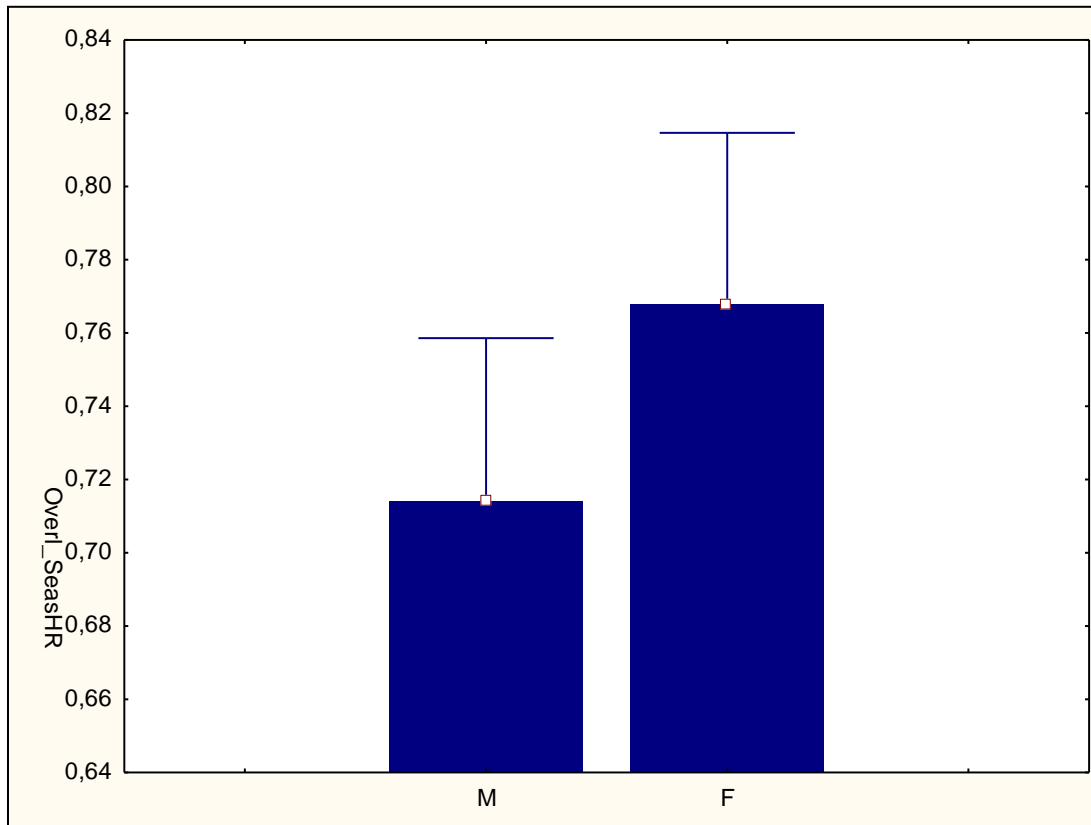


Fig. 32 Sovrapposizioni medie (\pm SE) tra i vari HR stagionali di uno stesso individuo nei due sessi. La differenza risulta non significativa ($U = 168$; $P = 0,190$).
Average overlaps (\pm SE) between the different seasonal HR of a same individual in both sexes. The difference is not significant ($U = 168$, $P = 0.190$).

Sovrap_seasHR	F1	F3	F4	F5	F6	F8	F13	M1	M2	M3	M4	M5	M8	M9
D07 W08	0,86							0,79	0,66	0,41				
W08 D07	0,68							0,84	0,93	0,34				
W08 D08	0,84	0,80	1,00							0,22	0,80			
D08 W08	0,88	0,96	0,77							0,94	0,76			
D08 W09		0,21	0,53							0,99		0,68		
W09 D08		0,77	0,98							0,46		0,73		
W09 D09				0,90	0,80							0,74	0,78	0,75
D09 W09				0,91	1,00							0,94	0,65	0,87
D09 W10						0,48								
W10 D09						1,00								
W10 D10						1,00	0,30							
D10 W10						0,48	0,73							

Tab. 10 Sovrapposizioni tra i diversi HR stagionali di uno stesso individuo nel corso del monitoraggio.
Overlaps between the different seasonal HRs of a same individual during the monitoring period.

Svolgendo le analisi sugli HR stagionali di quegli individui i cui HR si sono mantenuti stabili in almeno una stagione umida ed una secca e di cui erano disponibili i dati dei *water survey* (F1, F3, F4, F5, F6, M1, M2, M5, M8), le estensioni degli HR della stagione umida risultano inferiori a quelle della stagione secca, sebbene ciò avvenga in misura soltanto quasi significativa (test Wilcoxon: $Z = -1,955$; $P = 0,051$; $N = 9$); mentre guardando all'intero campione spesso è l'estensione della stagione umida a risultare maggiore (Tabella 11), conducendo così ad un *pattern* generale non significativo tra le due stagioni (Wilcoxon: $Z = -0,539$; $P = 0,590$; $N = 21$). Tramite un esame visivo, ad ogni modo, si può notare come nel maggior numero di animali le estensioni degli *home-range* della stagione secca siano maggiori di quelle della stagione umida (F3, F4, F5, F8, M1, M2, M5 e M8 – Figure 34, 35, 36, 38, 40, 41, 44 e 45), mentre in tre casi è vero il contrario (F13, M3 e M9 – Figure 39, 42 e 46) e negli altri non si apprezza la differenza (F1, F6 e M4 - Figure 33, 37 e 43).

Le analisi di regressione multipla applicate all'estensione lineare degli *home-range* stagionali rivelano un forte e positivo effetto del sesso (i maschi hanno *home-range* maggiori; $P < 0,0001$) ed un effetto negativo dell'interazione dell'età sul sesso (individui subadulti hanno *home-range* inferiori agli adulti, in particolare tra i maschi - $P = 0,008$. Figura 47) e della percentuale d'acqua disponibile ($P = 0,02$) (grafici di validazione riportati in Appendice 10). Riguardo quest'ultima covariata, un'interazione tra la percentuale d'acqua e la stagione, non inclusa nel modello per motivi di parsimonia ma mostrata in Figura 48, mostra come tale effetto sia negativo soltanto durante la stagione secca, mentre in quella umida il *pattern* s'inverte.

Il modello spiega il 67 % della variazione della variabile risposta. A questo valore contribuiscono principalmente i descrittori legati all'individuo (60%) e solo secondariamente la percentuale d'acqua (per il rimanente 7 %).

Data l'esiguità del campione ($N = 24$), per avere un'indicazione della sua attendibilità si è costruito lo stesso modello ma su di un campione di 36 unità, in cui tuttavia non era disponibile la variabile sulla disponibilità dell'acqua, e si è dunque testato solo l'effetto delle variabili legate all'individuo: sesso, età e loro interazione. Tale modello, non riportato nella presente tesi, mostra anche in questo caso stessi segni dei coefficienti delle covariate e stessa significatività del modello riportato, ritenuto pertanto valido.

L'estensione totale degli HR stagionali ($N = 36$) è altamente correlata con l'estensione dell'*habitat* lentico utilizzata ($R = 0,81$, $P < 0,0001$), sebbene le medie dei due campioni siano molto diverse tra loro (paired T-test: $T = -4,336$; $df = 35$; $P < 0,0001$). Il rapporto tra porzione di

ambiente lotico utilizzata ed HR_Tot sembra essere maggiore durante la stagione umida, ma in maniera soltanto quasi significativa (paired T-test ad 1 coda: $P = 0,07$).

Se si esclude dal campione la stagione umida di M9, che, includendo un'enorme porzione di invaso artificiale presente all'interno del proprio HR e non interamente utilizzato (Figura 46), risulta in un certo senso come *outlier* (Tabella 11), gli HR stagionali ($N = 24$) risultano positivamente correlati anche con il numero di grandi invasi artificiali ($R = 0,63$; $P < 0,0001$) e il numero di pozze ($R_s: 0,49$; $P = 0,016$) presenti al loro interno e negativamente con la lunghezza media dei tratti con acqua ($R_s: -0,433$; $P = 0,035$) (Tabella 11).

Per quanto riguarda l'estensione totale degli HR stagionali nei due sessi, nelle femmine ($N = 13$) essa è risultata negativamente correlata con i metri cubi d'acqua disponibili ($R_s: -0,637$; $P = 0,019$) e positivamente con il coefficiente di variazione di profondità dei tratti d'acqua ($R_s: 0,558$; $P = 0,047$; $N = 13$), mentre quella dei maschi ($N = 12$) è positivamente legata alla lunghezza media dei tratti in secca ($R_s: 0,599$; $P = 0,04$) ed ai coefficienti di variazione di lunghezza ($R_s: 0,678$; $P = 0,015$), profondità ($R_s: 0,739$; $P = 0,006$), area ($R_s: 0,764$; $P = 0,004$) e volume ($R_s: 0,669$; $P = 0,017$) delle pozze (Tabella 11).

L'estensione dell'HR_95% delle femmine è risultata significativamente e negativamente correlata con il volume d'acqua presente durante la stagione secca ($R_s: -0,900$; $P = 0,037$; $N = 5$), mentre una relazione di segno opposto è stata notata per i maschi ($R_s: 0,829$; $P = 0,042$; $N = 6$). Nelle femmine, la relazione risulta ancora più netta se si focalizzano le analisi solo sull'ambiente lotico ($R_s: -1,000$; $P < 0,0001$; $N = 5$).

Durante la stagione estiva si registra un incremento significativo (del 6 %) nella percentuale di grandi invasi ricadente all'interno degli HR rispetto all'intero periodo di campionamento (Wilcoxon: $Z = -3,182$; $P = 0,001$; $N = 16$), mentre diminuisce del 4,5 % la disponibilità dei canali (Test T per dati appaiati: $t = 2,491$; $df = 15$; $P = 0,025$ – oppure Wilcoxon : $Z = -2,166$; $P = 0,030$).

Ind	stag	anno	HR	m_trans (% NR)	n pool	m_H2O	lun_H2O	lar_H2O	prof_H2O	vol_H2O_Dry	m_secca	lun_secca
F1	dry	2007	14798	4408 (10)	81	976,5	12,1	2,1	0,3	22,8	3009,5	50,2
F1	wet	2008	16895	3090	47	3089,9	48,4	2,8	0,3	22,8	0,0	0,0
F1	dry	2008	19499	10316	107	2414,5	20,6	2,9	0,1	22,8	7901,5	80,6
M1	dry	2007	25837	5126 (33)	58	525,5	9,1	1,7	0,2	8,7	2918,5	91,2
M1	wet	2008	8723	3583	7	3583,1	89,6	3,2	0,5	8,7	0,0	0,0
M2	dry	2007	42200	5807 (7)	145	1635,0	11,3	1,9	0,3	15,4	3750,5	34,4
M2	wet	2008	31200	11543	133	11542,9	48,5	2,8	0,3	15,4	0,0	0,0
F3	wet	2008	21175	2069 (49)	9	1049,5	54,7	1,4	0,5	4,8	0,0	0,0
F3	dry	2008	17475	5610 (8)	25	692,5	25,6	1,9	0,1	4,8	4441,0	164,5
F3	wet	2009	5797	3964 (2)	10	483,5	30,2	1,0	0,2	4,8	3416,0	284,7
F4	wet	2008	4500	4882,5	12	4882,5	70,8	5,2	0,5	315,4	0,0	0,0
F4	dry	2008	7570	8294 (1)	69	4420,0	64,1	4,2	0,2	315,4	3819,0	54,6
F4	wet	2009	4000	3815	26	3797,0	102,6	4,3	0,5	315,4	18,0	9,0
M4	dry	2008	18097	10353 (1)	192	1826,8	9,0	2,5	0,1	3,8	8508,0	48,6
M5	wet	2009	16398	5281 (28)	50	3750,5	23,7	6,7	0,5	11,9	53,0	13,3
M5	dry	2009	10000	4212 (2)	30	627,6	16,5	1,8	0,2	11,9	3502,2	120,8
M8	wet	2009	24500	12810 (14)	102	10861,0	37,2	4,3	0,4	7,4	89,0	12,7
M8	dry	2009	34900	8491 (1)	70	1246,2	15,6	1,7	0,2	7,4	7139,8	100,6
F5	wet	2009	16100	3195,5	40	1826,0	45,7	4,0	0,3	4,6	1369,5	34,2
F5	dry	2009	19805	9441,5	7	116,5	16,6	1,7	0,1	4,6	9325,0	1554,2
F6	wet	2009	14600	9753 (1)	131	9655,8	33,2	4,0	0,3	47,5	0,0	0,0
F6	dry	2009	13300	4549,7	6	150,7	25,1	2,7	0,4	47,5	4399,0	549,9
M9	wet	2009	60798	14188 (5)	57	5302,0	68,0	4,2	0,4	27,1	8219,5	195,7
M9	dry	2009	39798	15924 (17)	65	1662,3	25,2	2,3	0,2	27,1	11489,5	188,4
M3	wet	2009	9100	1022	32	1005,0	14,4	1,0	0,2	NR	17,0	8,5

Tab. 11 Estensioni stagionali dell'HR (L_Tot, qui indicato da "HR") dei vari individui monitorati e variabili ambientali riguardanti la disponibilità d'acqua associate: metri di transetto percorsi (m_trans) e in parentesi quelli non percorsi (a causa di complicazioni quali vegetazione impenetrabile); numero di pozze rilevate (n pool); metri di tratti con acqua (m_H2O); lunghezza media dei tratti con acqua (lun_H2O); larghezza media dei tratti con acqua (lar_H2O); profondità media dei tratti con acqua (prof_H2O); volume medio dei tratti con acqua durante la stagione secca (vol_H2O_Dry); metri in secca (m_secca); lunghezza media dei tratti in secca (lun_secca).

Seasonal extent of the total linear extension of the HR (L_Tot, here indicated by "HR") of the various individuals monitored and different related environmental variables regarding water availability: meters of transect done (m_trans), in parentheses those that were not documented (due to factors such as impenetrable vegetation), number of pools detected (n pool), meters of stretches with water (m_H2O), average length of watery stretches (lun_H2O); average width of watery stretches (lar_H2O); average depth of watery stretches (prof_H2O); average volume of watery stretches during the dry season (vol_H2O_Dry); meters of drought (m_secca), average length of the dry stretches (lun_secca).

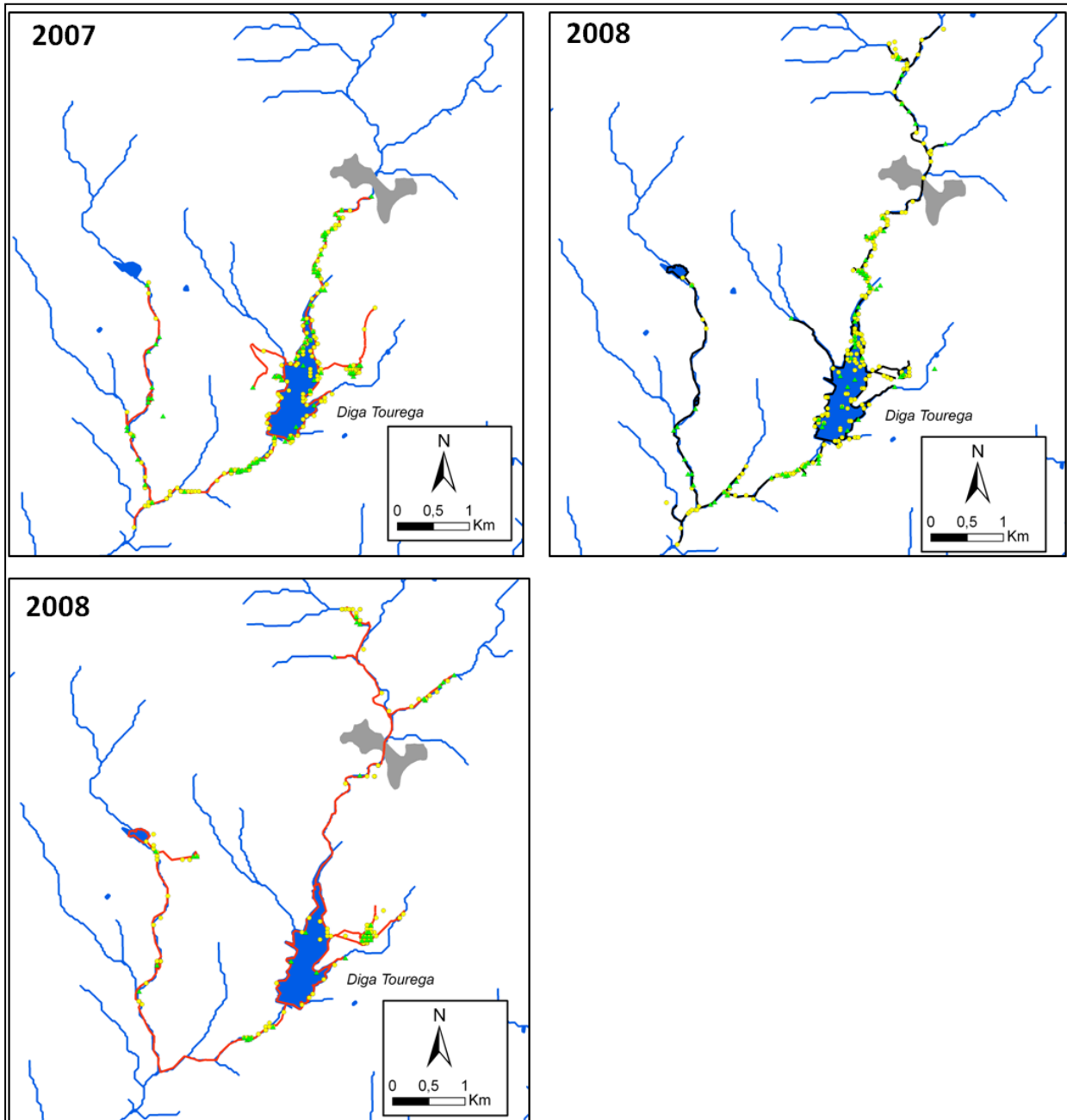


Fig. 33 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **F1** e sue radio-localizzazioni (*fix* in triangoli verdi, *fixes_cycle* in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of F1 and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

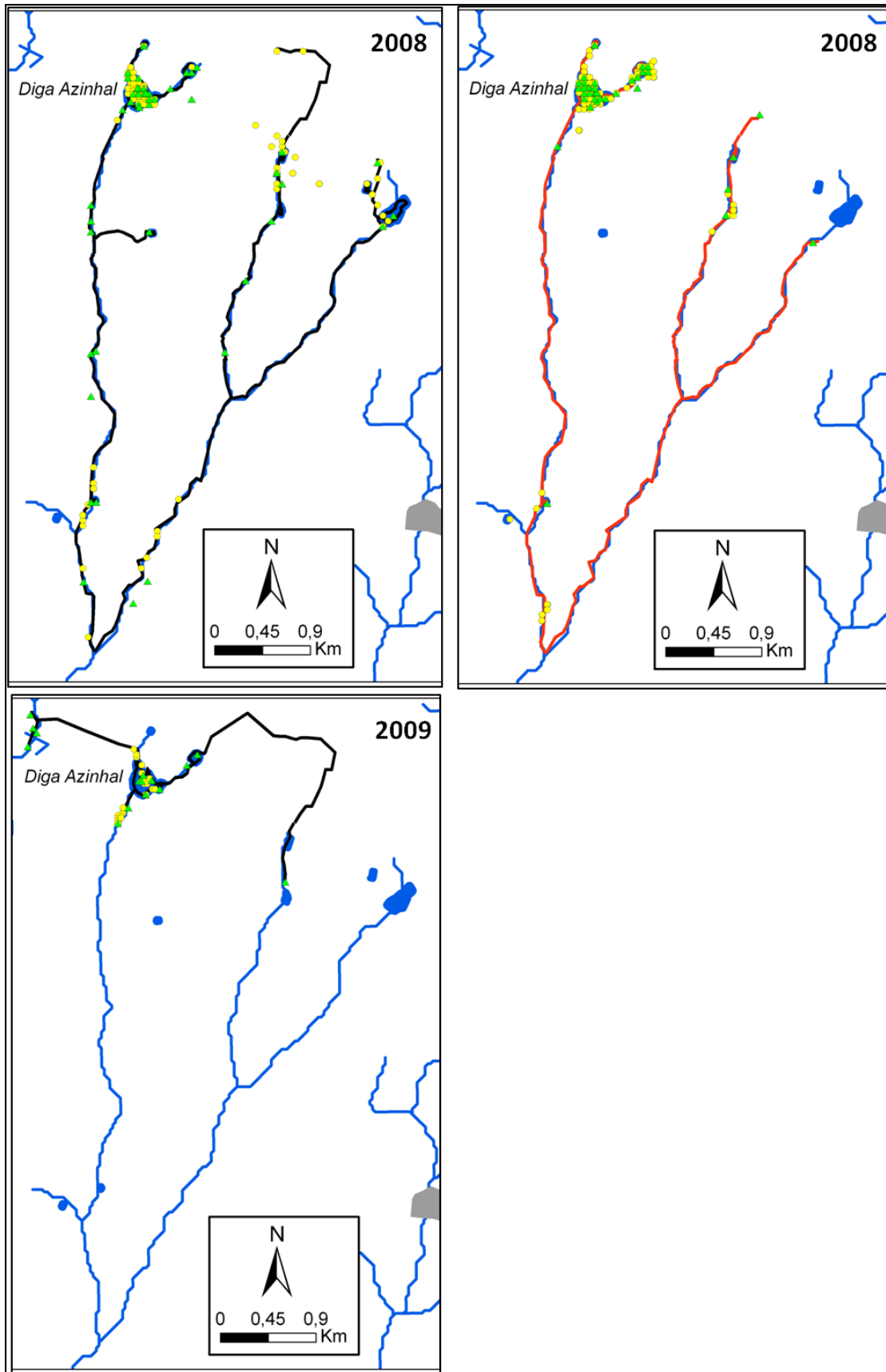


Fig. 34 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **F3** e sue radio-localizzazioni (*fix* in triangoli verdi, *fixes_cycle* in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of F3 and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

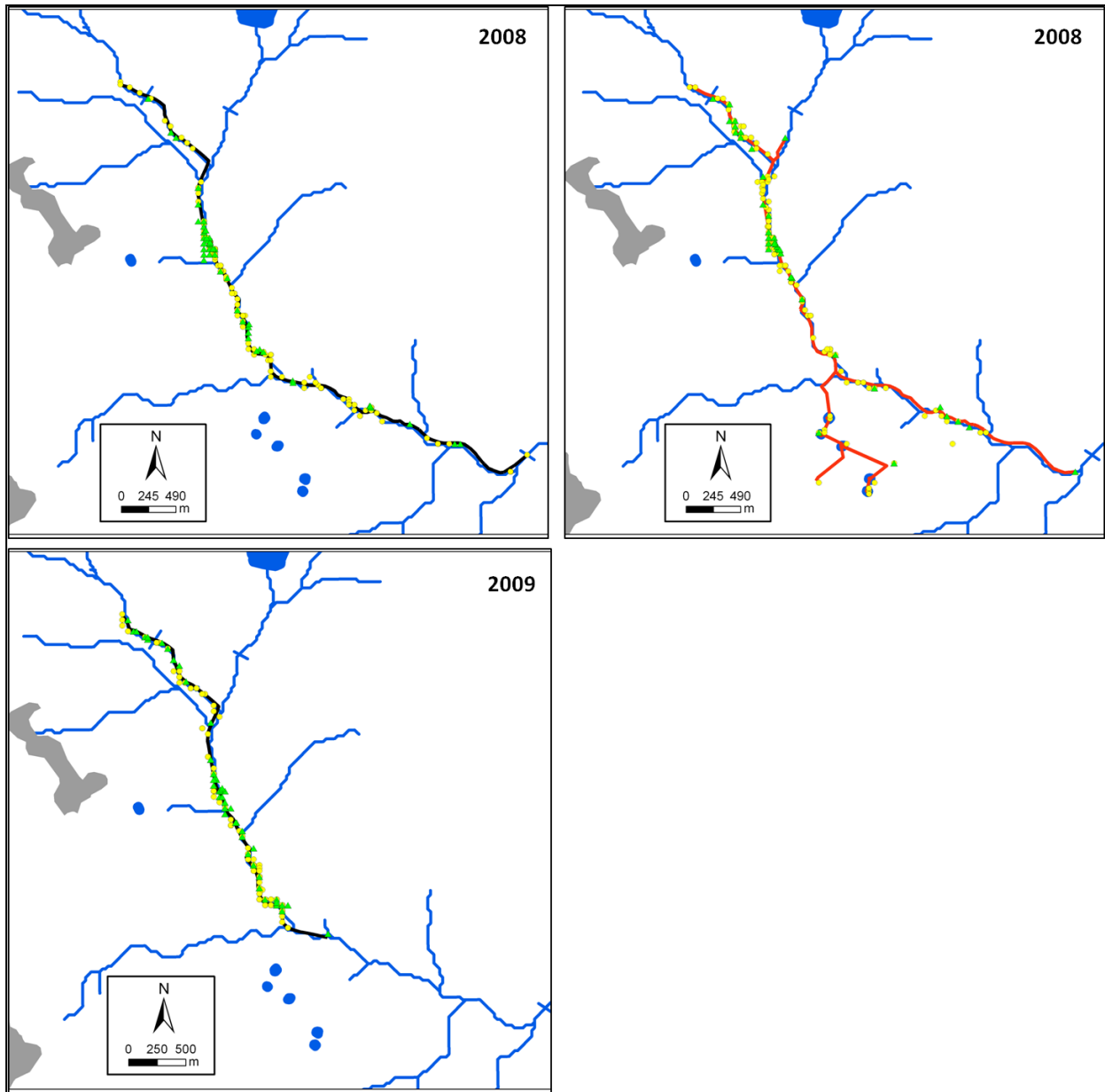


Fig. 35 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **F4** e sue radio-localizzazioni (*fix* in triangoli verdi, *fixes_cycle* in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of F4 and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

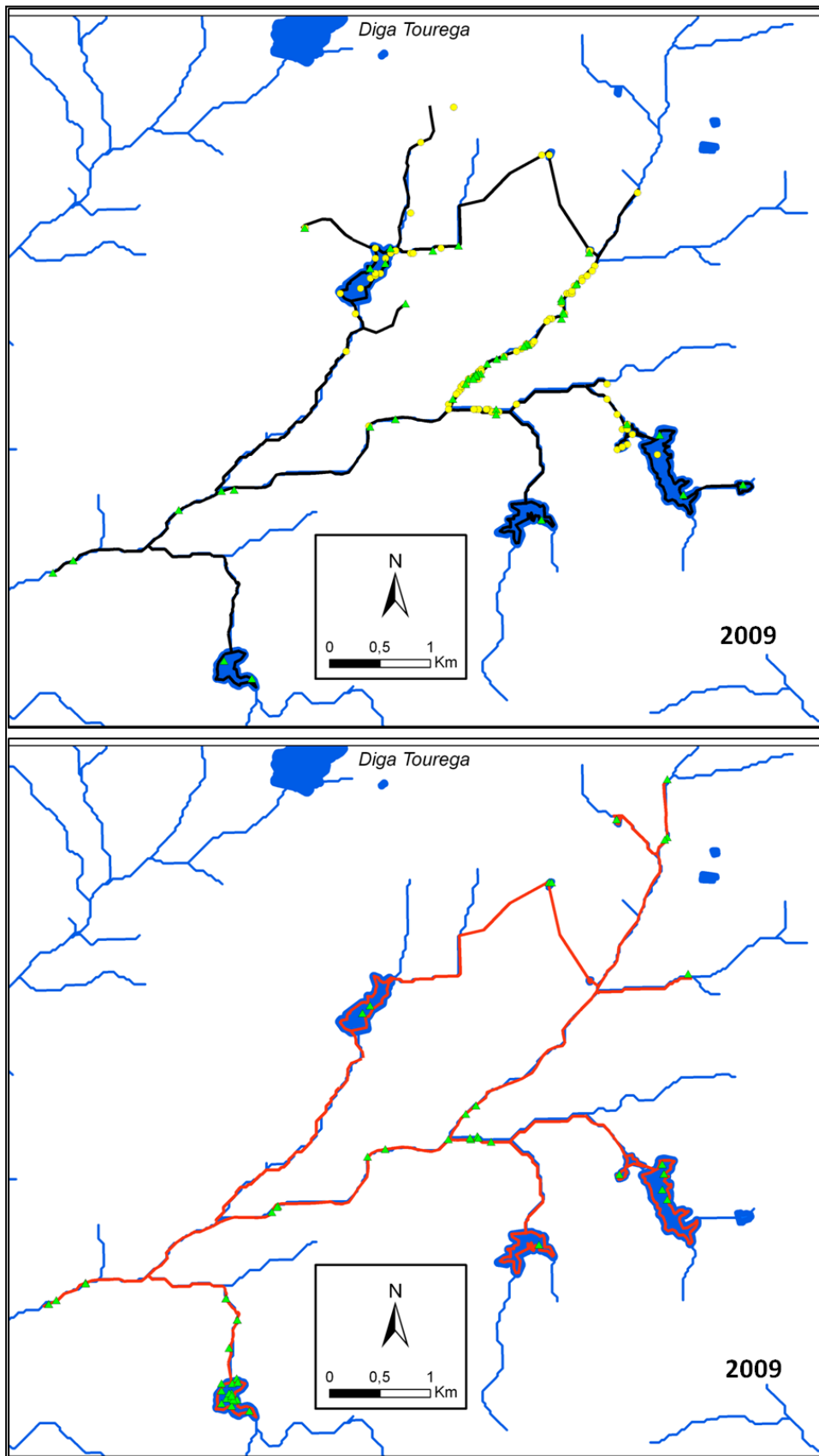


Fig. 36 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **F5** e sue radio-localizzazioni (*fix* in triangoli verdi, *fixes_cycle* in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of F5 and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

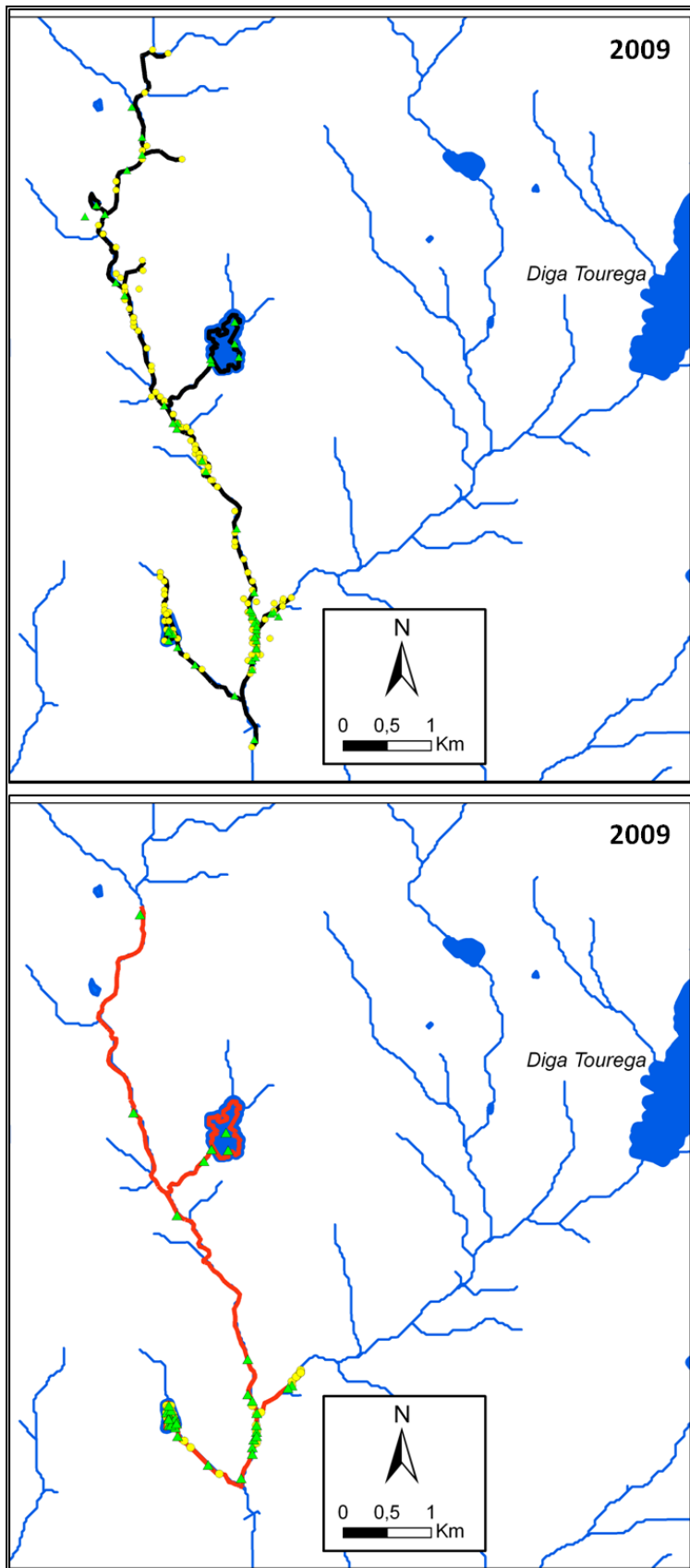


Fig. 37 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **F6** e sue radio-localizzazioni (*fix* in triangoli verdi, *fixes_cycle* in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of F6 and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

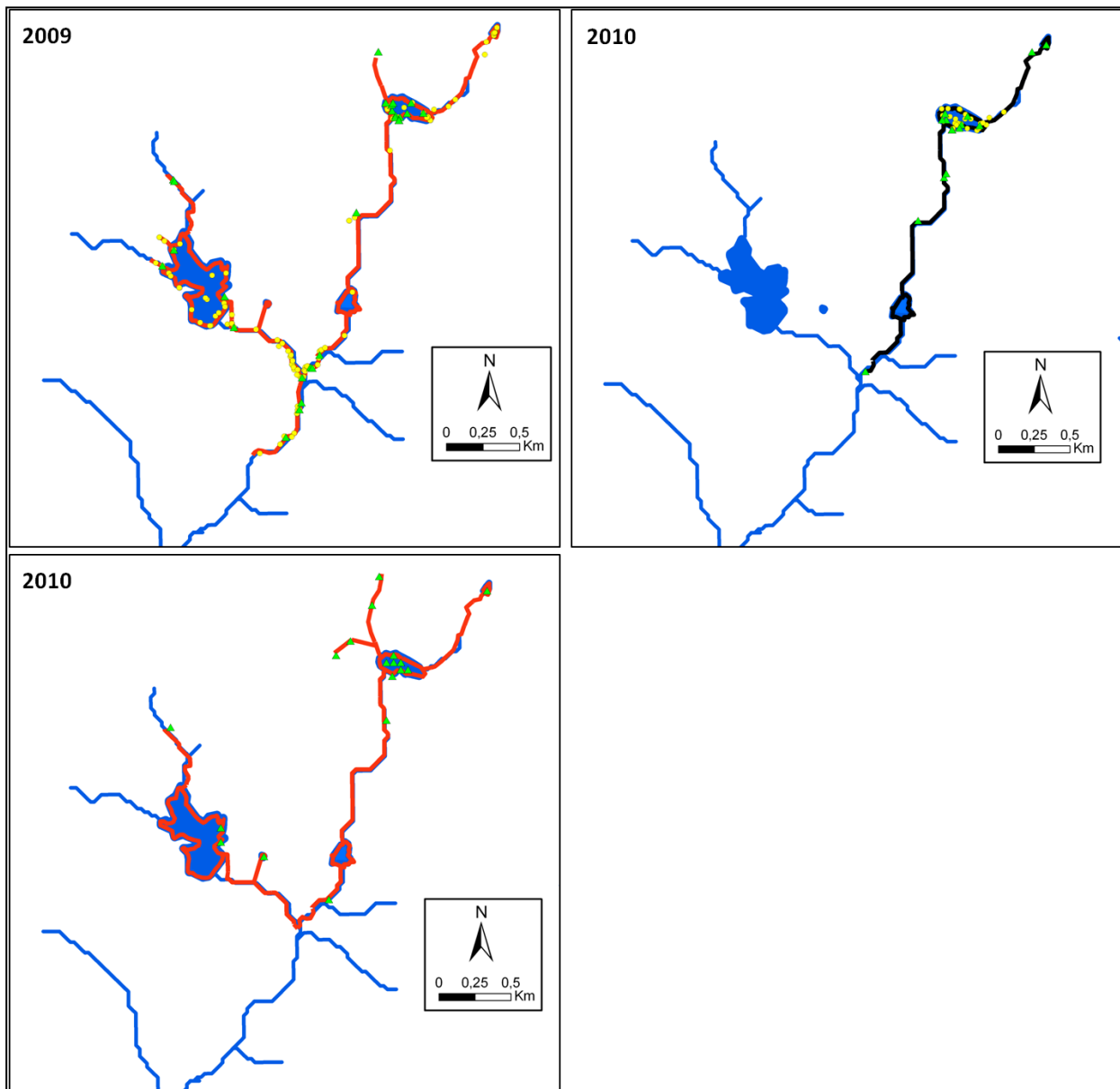


Fig. 38 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **F8** e sue radio-localizzazioni (*fix* in triangoli verdi, *fixes_cycle* in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of F8 and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

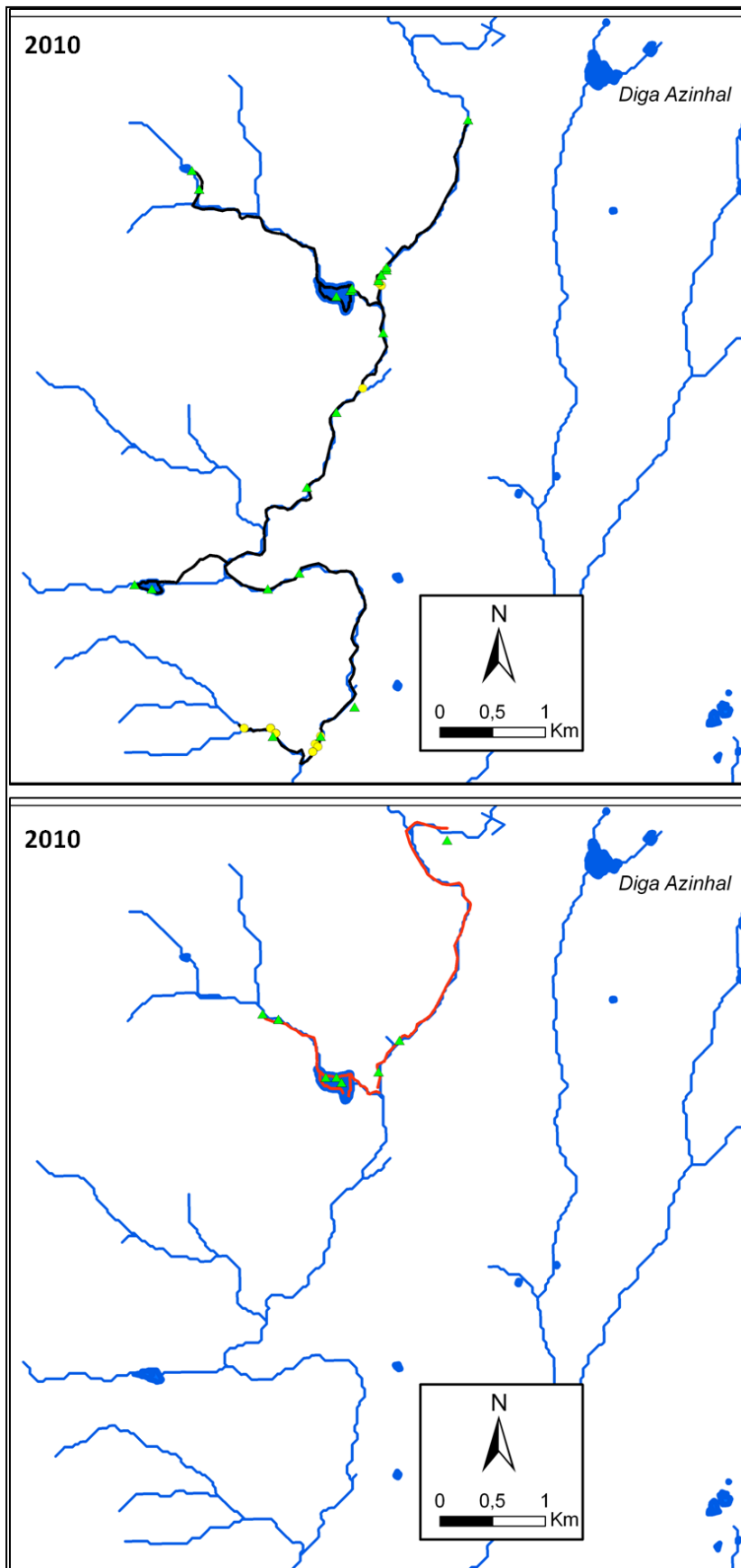


Fig. 39 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **F13** e sue radio-localizzazioni (fix in triangoli verdi, fixes_cycle in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
 Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of **F13** and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

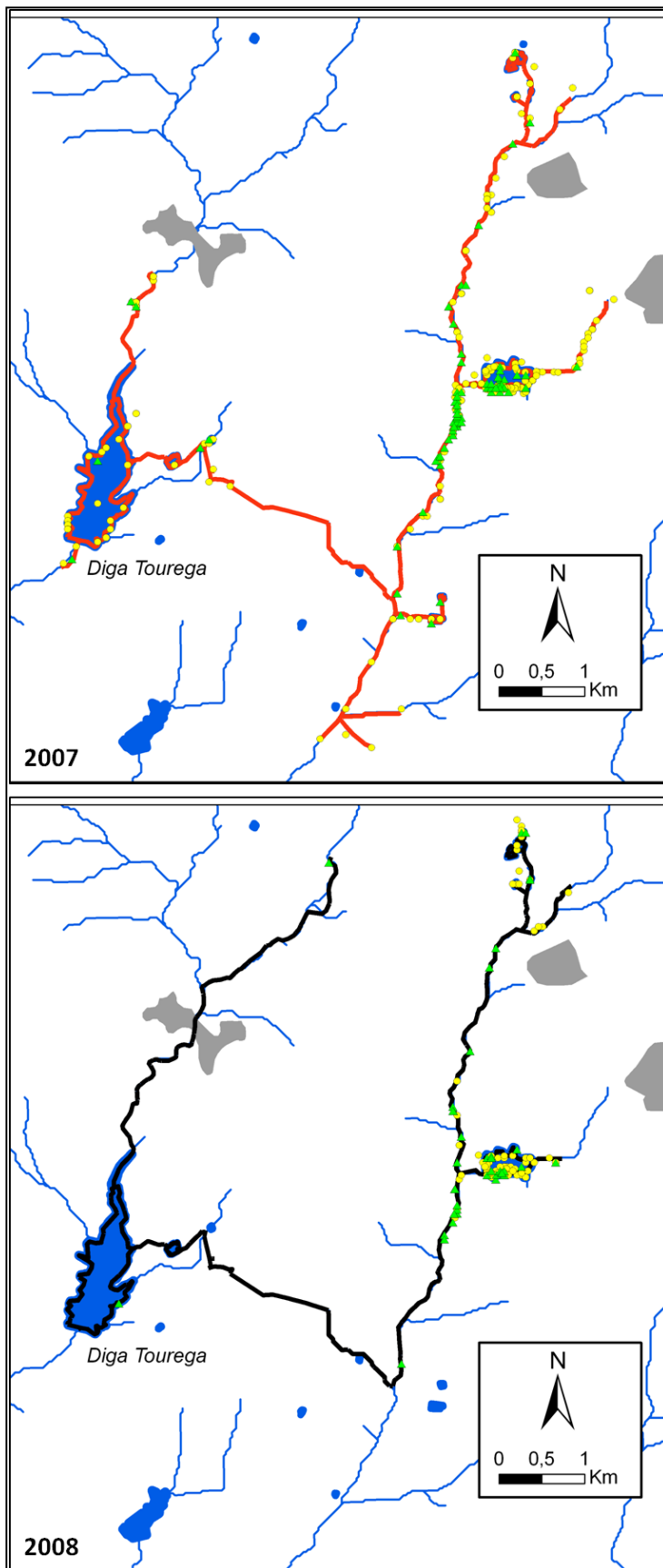


Fig. 40 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **M1** e sue radio-localizzazioni (fix in triangoli verdi, fixes_cycle in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
 Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of **M1** and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

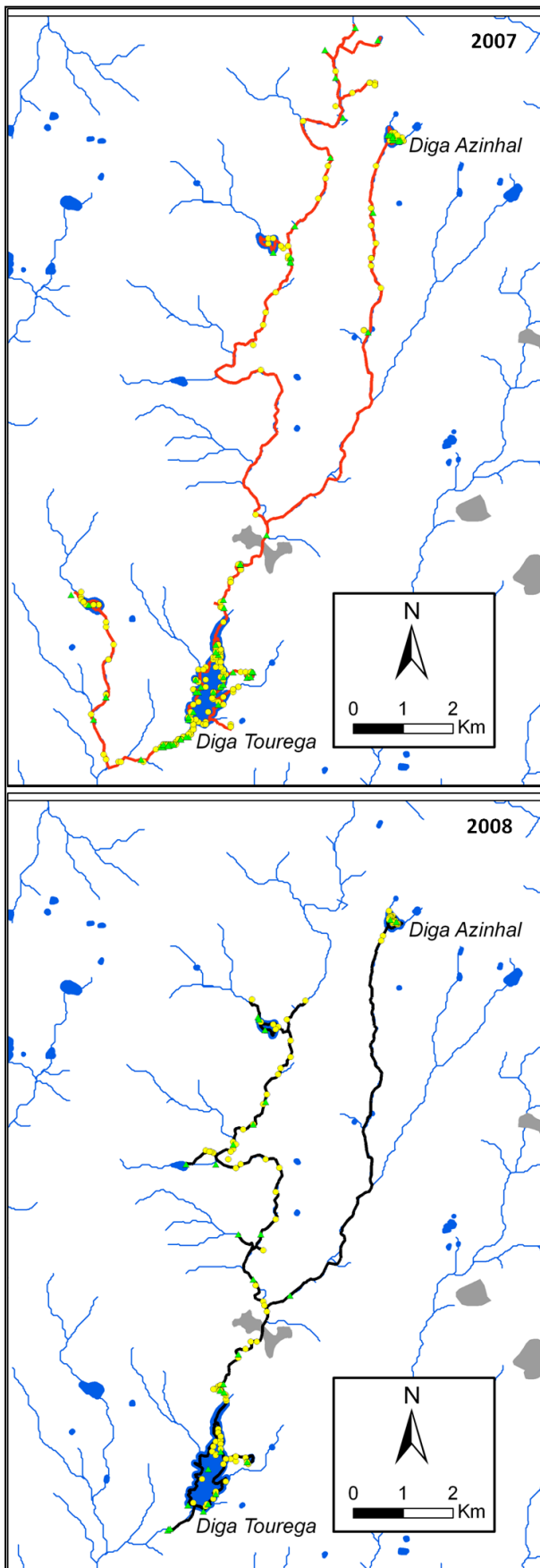


Fig. 41 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **M2** e sue radio-localizzazioni (*fix* in triangoli verdi, *fixes_cycle* in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
 Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of **M2** and its radio-locations (*fixes* as green triangles, *fixes_cycle* as yellow dots). Urban areas are in grey.

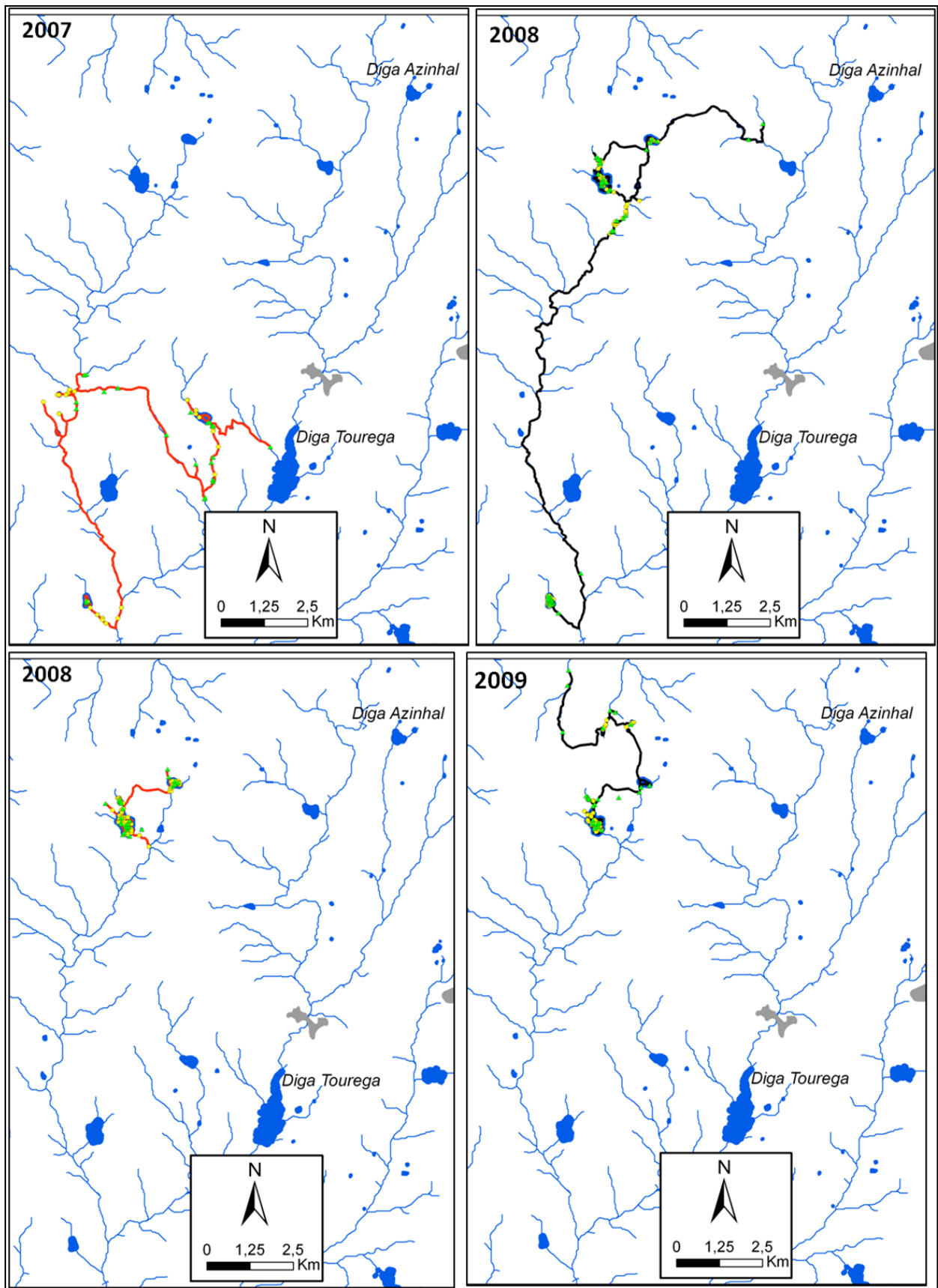


Fig. 42 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **M3** e sue radio-localizzazioni (fix in triangoli verdi, fixes_cycle in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
 Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of **M3** and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

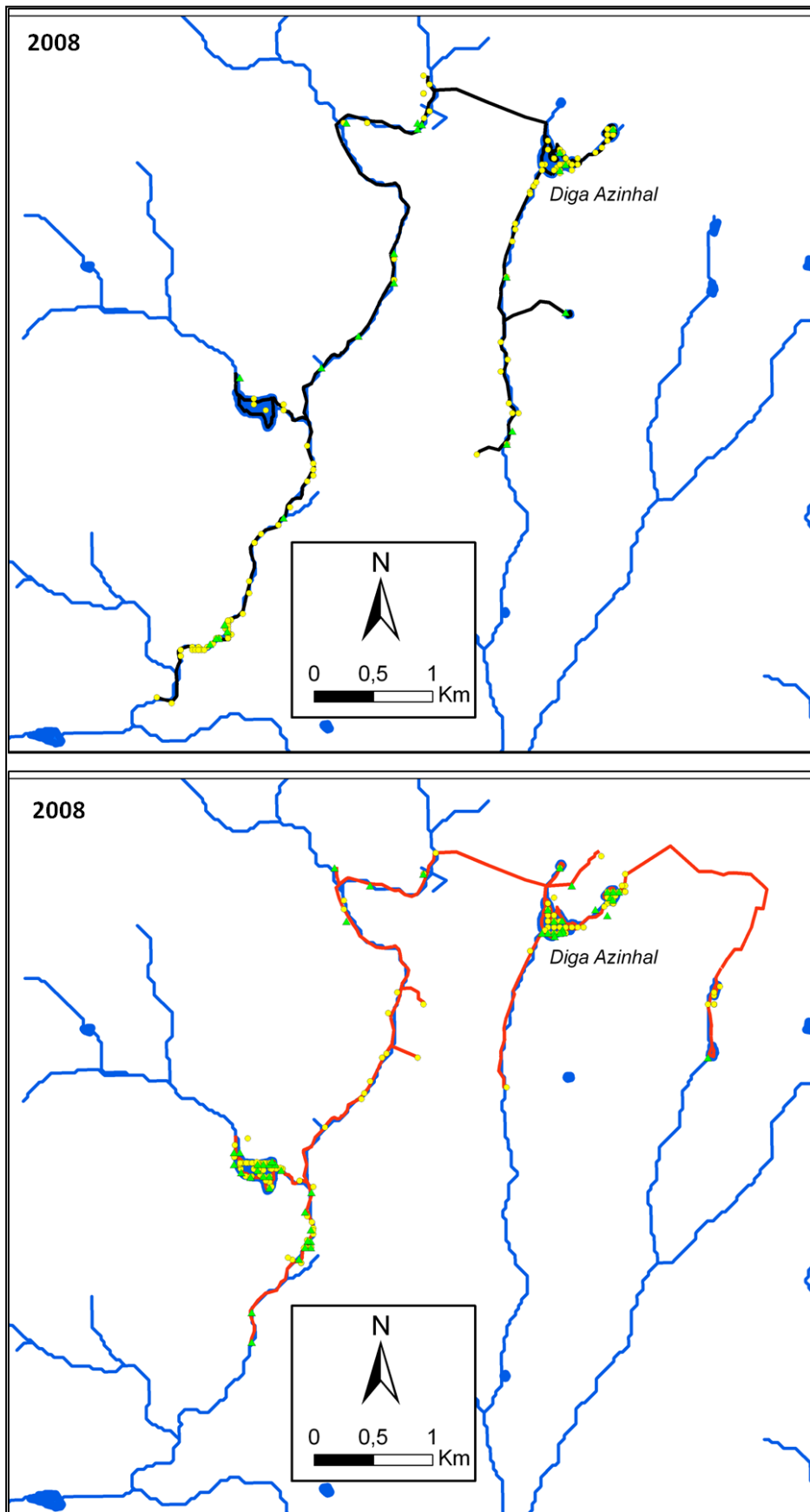


Fig. 43 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **M4** e sue radio-localizzazioni (*fix* in triangoli verdi, *fixes_cycle* in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
 Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of **M4** and its radio-locations (*fixes* as green triangles, *fixes_cycle* as yellow dots). Urban areas are in grey.

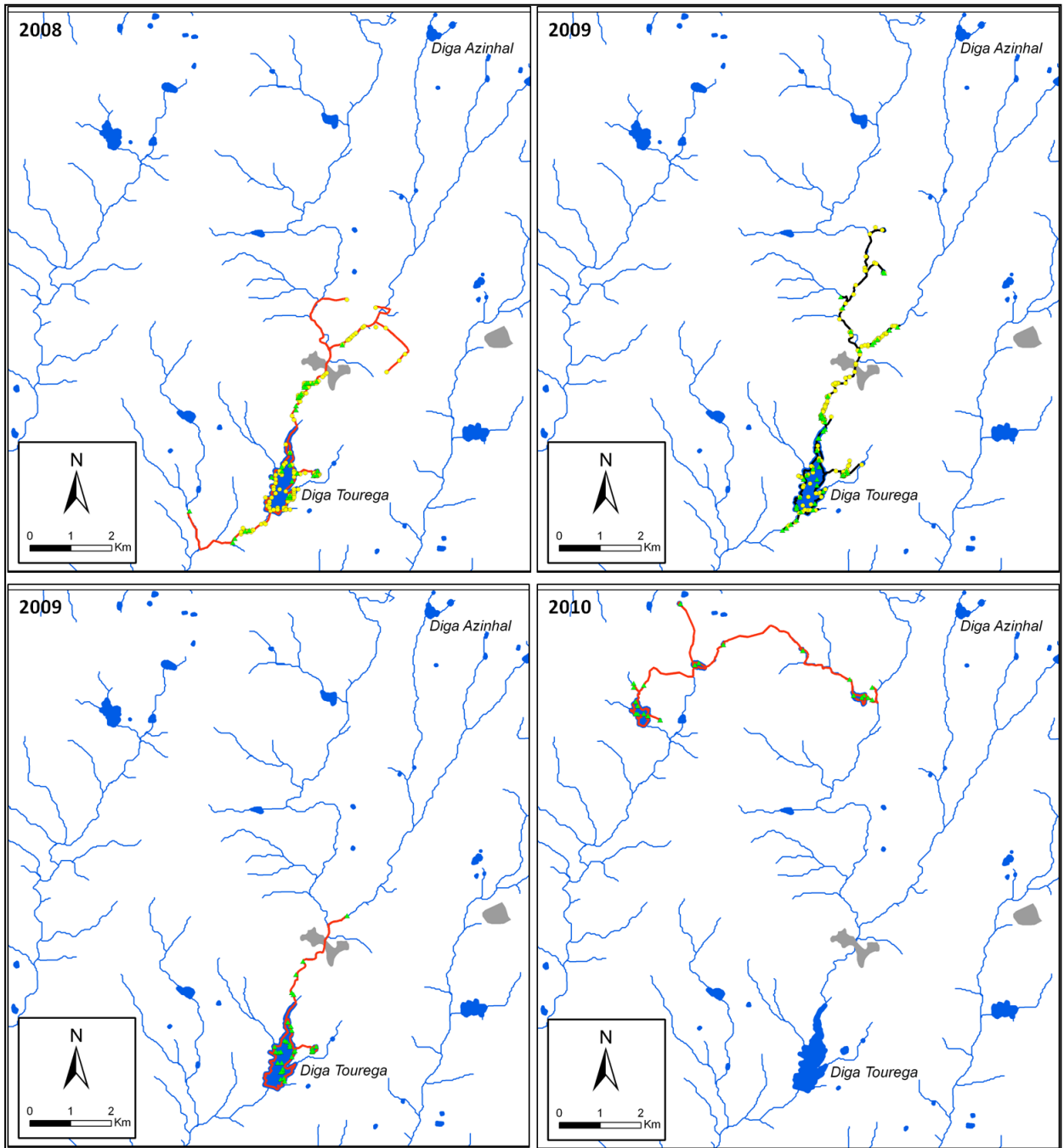


Fig. 44 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **M5** e sue radio-localizzazioni (fix in triangoli verdi, fixes_cycle in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
 Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of **M5** and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

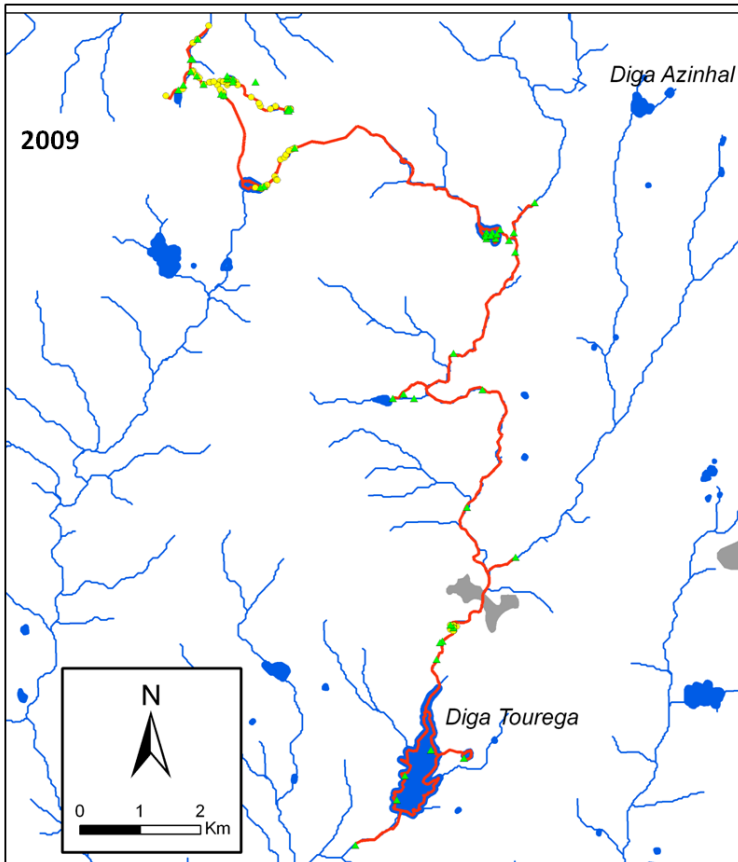
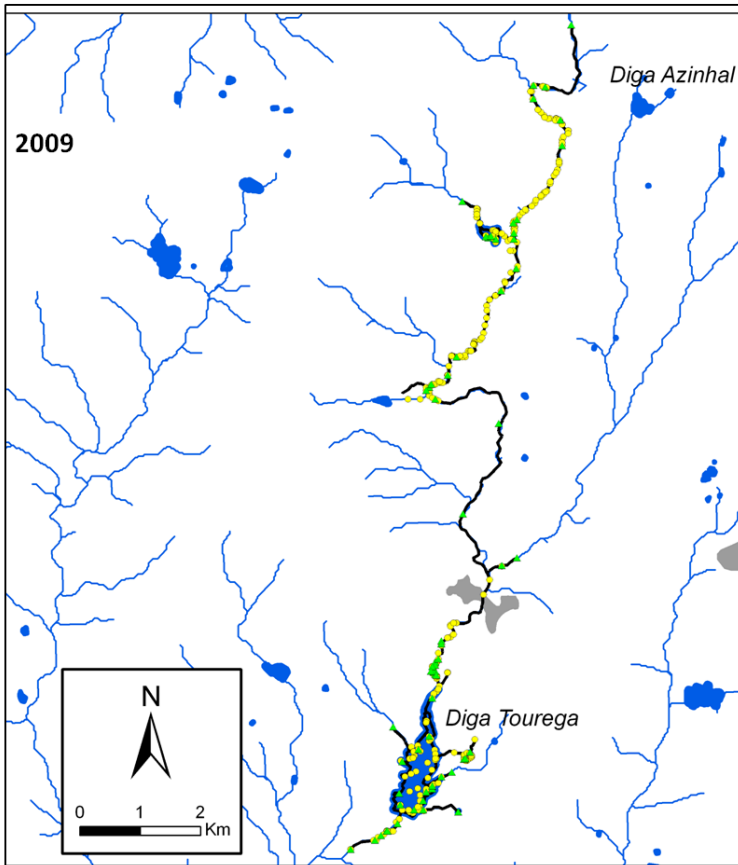


Fig. 45 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **M8** e sue radio-localizzazioni (*fix* in triangoli verdi, *fixes_cycle* in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
 Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of **M8** and its radio-locations (*fixes* as green triangles, *fixes_cycle* as yellow dots). Urban areas are in grey.

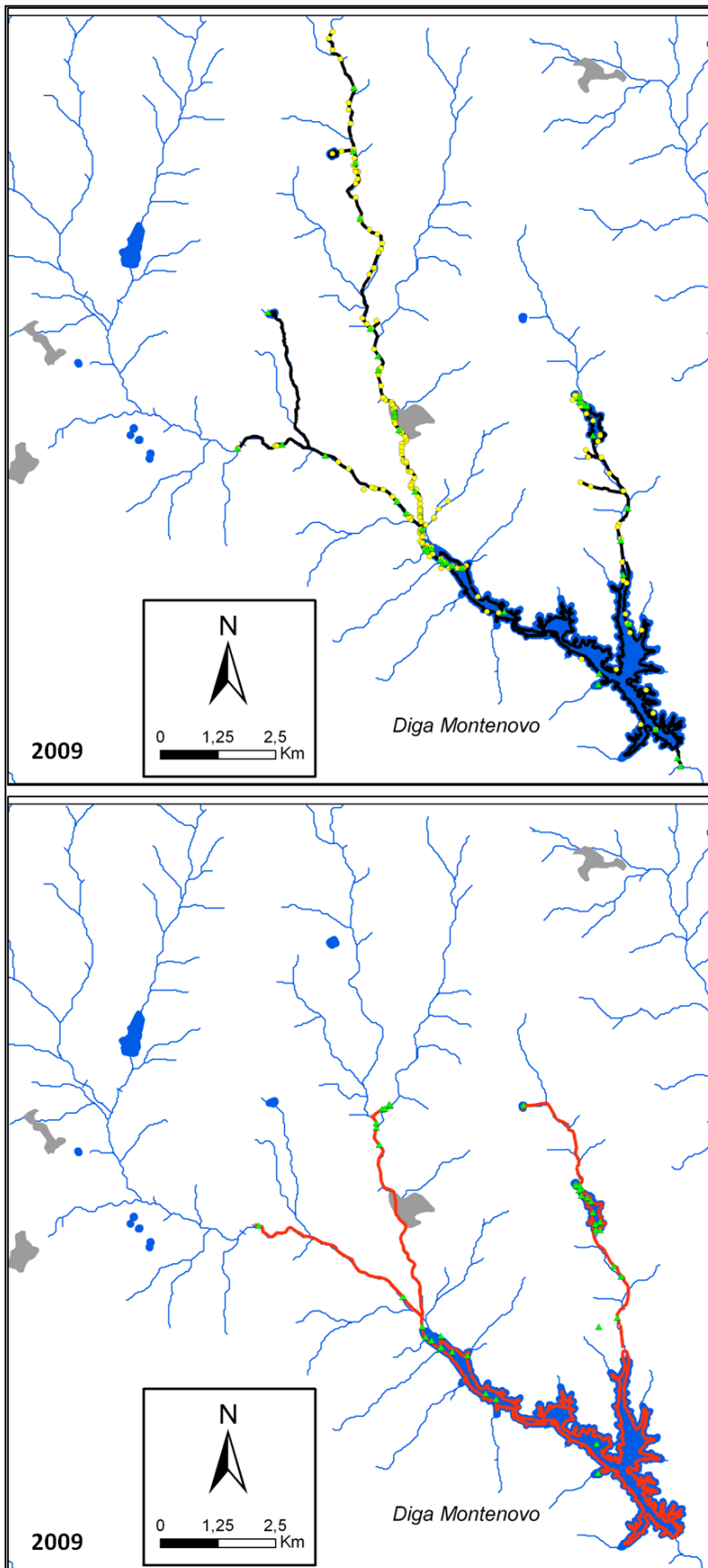


Fig. 46 Home-range (95 %) stagionali (rosso = secca; nero = umida) di **M9** e sue radio-localizzazioni (fix in triangoli verdi, fixes_cycle in pallini gialli). Aree urbane in grigio.
 Seasonal home ranges (95 %) (dry season in red, wet season in black) of **M9** and its radio-locations (fixes as green triangles, fixes_cycle as yellow dots). Urban areas are in grey.

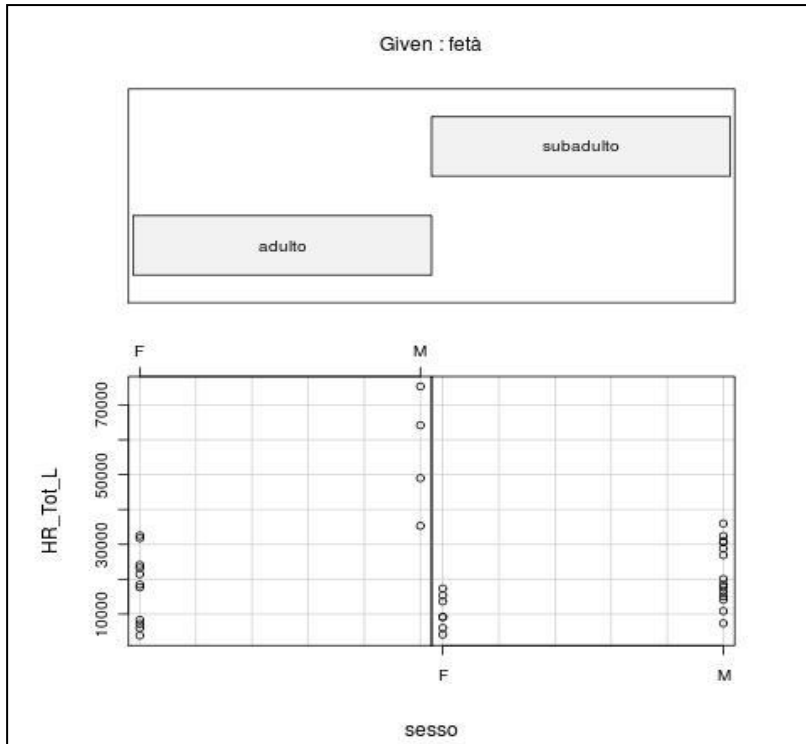


Fig. 47 Coplot dell'estensione lineare totale degli HR degli individui di sesso femminile (F) e maschile (M) tenendo conto della loro età.
Coplot showing the total linear HR extension of females (F) and males (M) taking age into account.

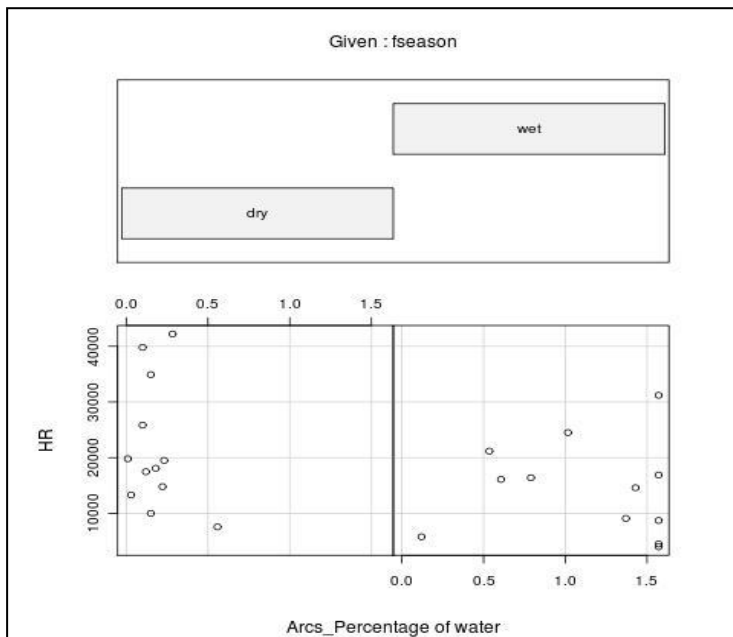


Fig. 48 Relazione tra l'estensione lineare totale degli HR (ordinata) e l'arcoseno della percentuale d'acqua disponibile al suo interno (ascissa) tenendo conto della stagione (umida = wet; secca = dry).
Relationship between total linear extension of the HR (y-axis) and arcsine of the percentage of available water within (abscissa), taking into account the season (wet and dry).

4.3.5 Interazioni sociali

Le analisi delle interazioni **statiche** (sovrapposizione degli HR - L_95 - e delle CS) si riferiscono a 5 coppie di sesso femminile tra loro non imparentate e 5 coppie di sesso maschile tra loro non imparentati ed a 8 coppie costituite da un maschio ed una femmina tra loro non imparentati (ad eccezione di F8 ed M3, essendo la prima discendente diretto del maschio).

E' stata scartata la coppia M5-M8 perché costituita da fratelli che avrebbero pertanto avuto sovrapposizioni pressoché totali. Sempre tramite analisi genetiche, si è confermata quella che era un'impressione da campo, e cioè che questi due fratelli fossero discendenti diretti di F1 ($P < 0,001$), nel cui HR vivevano entrambi. Per tale motivo non sono state incluse, tra le coppie di sesso opposto, le possibili paia M5-F1 e M8-F1.

E' stato invece scelto di includere le coppie F13/M2 ed F13/M4, nonostante F13 non sia stata monitorata nello stesso periodo dei due maschi, perché vi sono evidenze genetiche e temporali di una coesistenza di F13, antecedente la sua cattura, con entrambi i maschi (in periodi separati):

- gli individui LL16 ed F2 sono risultati discendenti diretti di F13 (rispettivamente $P < 0,00001$ e $P < 0,01$) e risiedevano in quello che è stato in seguito identificato come l'HR di F13, ed in quel periodo M2 frequentava assiduamente la stessa area;
- l'individuo F11, catturato nel Dicembre del 2009, è risultato essere discendente diretto di F13 con M4 ($P < 0,0001$).

A ulteriore supporto di tale scelta vi sono poi le abitudini delle lontre a mantenersi negli stessi territori per lunghi periodi o generazioni (Kruuk 1995, 2006; Gorman et al. 2006; Ruiz-Olmo et al. 2005c, J. Ruiz-Olmo com. pers.), abitudine riscontrata anche nell'area di studio (presente ricerca).

La sovrapposizione tra HRs di animali dello stesso sesso risulta minore rispetto a quella tra individui di sesso opposto in maniera altamente significativa ($P < 0,0001$) (Figure 49, 50 e 51).

Le coppie costituite da sesso opposto hanno mostrato tutte un elevato grado di sovrapposizione, sia per quanto riguarda gli HR che le CS (Figure 50 e 51).

In media, la sovrapposizione tra HR è quasi sempre maggiore rispetto a quella riscontrata tra le aree ad alta intensità d'uso ($P = 0,002$; $N = 16$), essendo risultate rispettivamente del 43 % (DS = 19; intervallo: 16 - 87) e del 20 % (DS = 16; intervallo: 0 - 50) (Figura 50).

La porzione di territorio condivisa è in media maggiore nelle femmine rispetto ai corrispettivi maschili all'interno della stessa coppia ($P = 0,03$; $N = 8$), mentre non vi sono differenze significative per quanto riguarda la condivisione delle CSs (Figura 50).

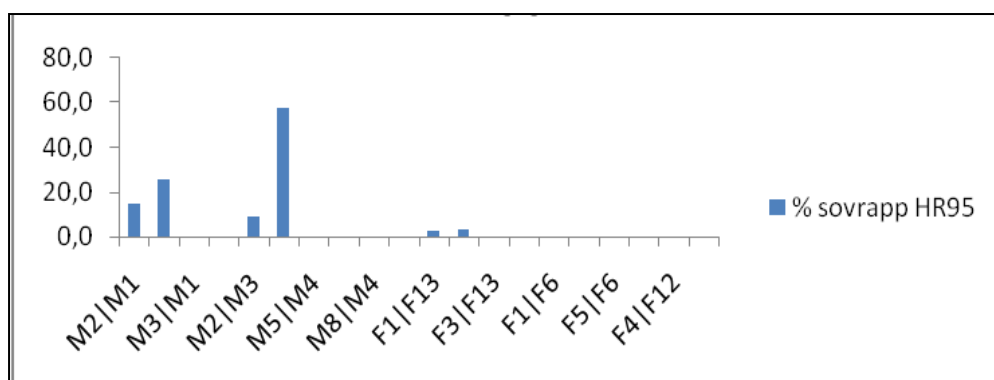


Fig. 49 Sovrapposizione tra le stime di HR (L_{95}) in coppie costituite dallo stesso sesso (M-M e F-F).
Overlap between the estimates of HR in pairs consisting of same sex individuals (MM & FF).

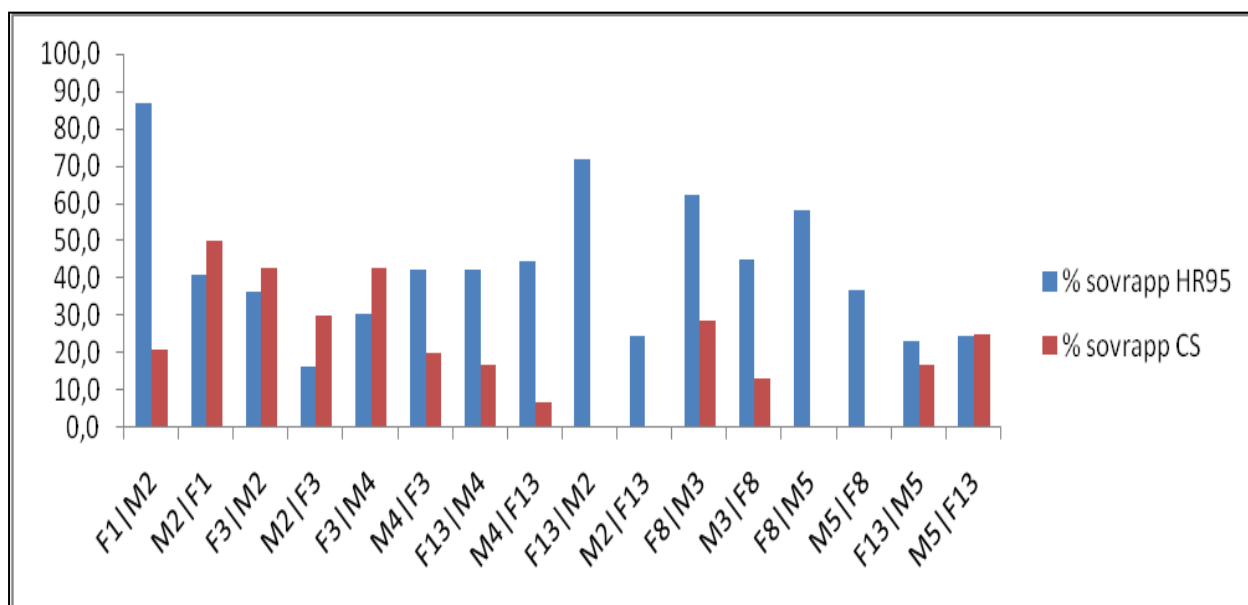


Fig. 50 Sovrapposizioni degli HR (L_{95}) (in blue) e delle Core Sections (in rosso) in 8 paia composte da un maschio ed una femmina.

HR (in blue) and Core Sections (in red) overlaps of 8 otter dyads composed of one male and one female.

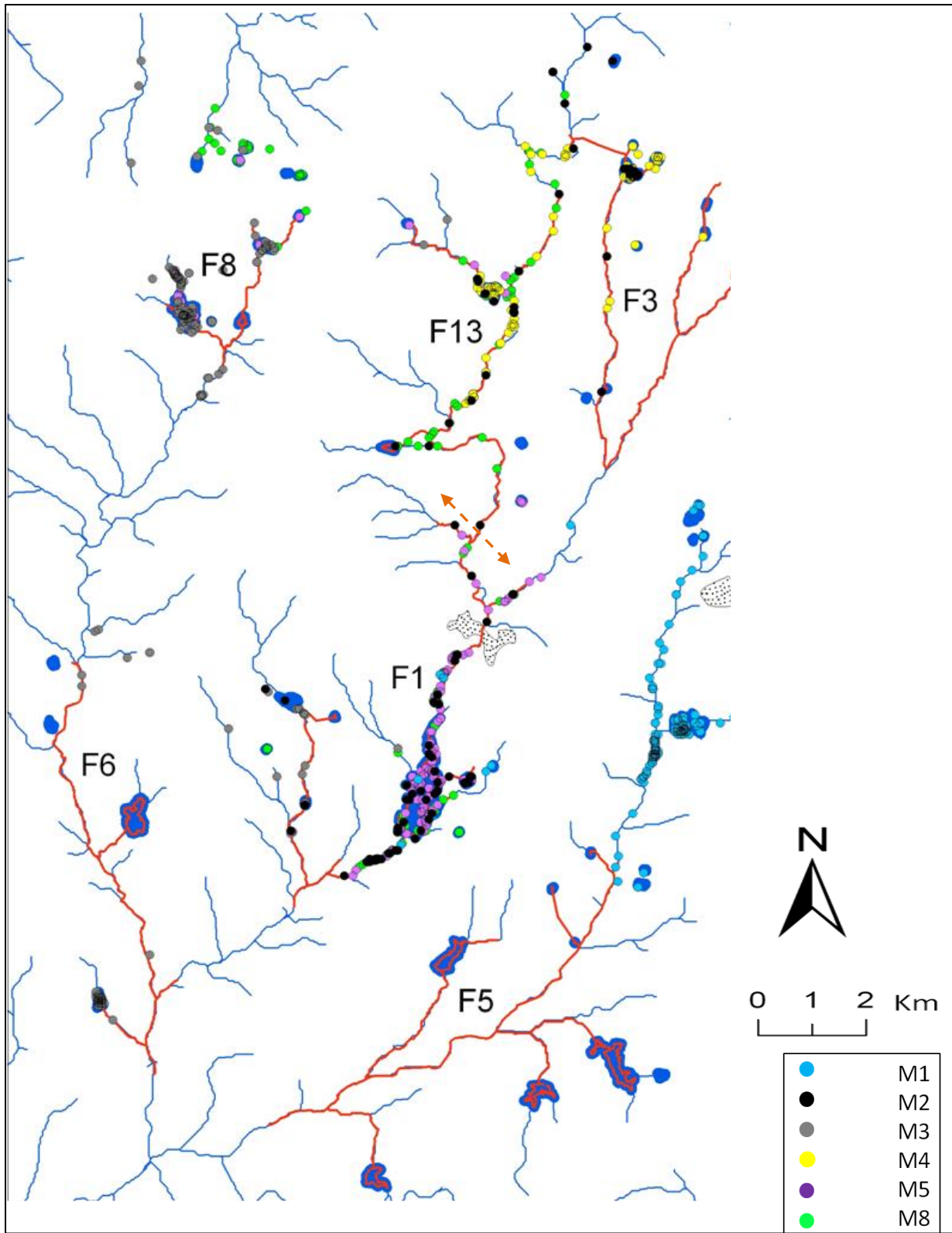


Fig. 51 Home-range (95 %) delle femmine (linee rosse) e, sovrapposte, le localizzazioni dei maschi monitorati. Le sovrapposizioni tra maschi riguardano periodi temporali diversi (vedi anche testo). La doppia freccia arancione tratteggiata segnala la fine dello *home-range* di F1 e l'inizio di quello di F13 (le quali, seppur catturate e monitorate in tempi diversi, sono vissute nello stesso periodo, come dedotto tramite evidenze genetiche – vedi testo). Il punteggiato indica le aree urbane.

Females home ranges (L_{95}) (red lines) and, superimposed, fixes of the monitored males. The overlap between males concern different time periods (see text). The dashed orange arrow indicates the end of F1's home range and the beginning of that of F13 (these two females, although captured and monitored at different times, have lived during the same time period, as inferred from genetic evidence - see text). Urban areas are represented by dots.

Le interazioni **dinamiche** sono state calcolate per le seguenti coppie di animali: M5-M8 (Figura 52), M2-F1 (Figura 53), M2-F3 (Figura 53), M4-F3 (Figura 54) (N = 4). In questo caso si è ritenuto opportuno includere anche la coppia dei fratelli M5-M8 perché entrambi erano in età subadulta e nel periodo precedente la dispersione, e non erano stati localizzati costantemente insieme, mostrando invece *pattern* di uso dello spazio caratterizzati da una certa indipendenza. Tutte le altre coppie indagate sono costituite da individui tra loro non imparentati.

Tutte le coppie hanno mostrato interazioni positive (Tabella 12), sebbene nel caso di M2-F3 il test non sia significativo, probabilmente a causa del piccolo numero di localizzazioni simultanee osservate.

Oltre alle coppie di sesso opposto analizzate, anche M3 ed M1 sono stati localizzati saltuariamente con F1, sebbene i pochi dati a riguardo non abbiano consentito la loro inclusione nell'analisi statistica.

Nessuna delle femmine monitorate è stata localizzata simultaneamente insieme a più di un maschio adulto o di taglia adulta alla volta.

Individui di coppie dello stesso sesso, monitorati nello stesso periodo e con HR confinanti (M2 e M1; M3 e M4; F5 e F6; F8 e F13; F3 e F13; F4 e F12) non sono mai stati localizzati insieme, ad eccezione di un singolo evento di localizzazione simultanea di M2 e M3 quando si trovavano a poche centinaia di metri l'un l'altro, avvenuta tuttavia quando il secondo animale era subadulto.

Oltre alla positività delle interazioni in tutte le coppie maschio-femmina studiate, ed in quella costituita dai 2 maschi rivelatisi fratelli (M5-M8), sono stati osservati diversi eventi di condivisione di rifugi diurni da parte di due animali, sia tra paia maschio-femmina (M2 con F1; M2 con F3; M9 con una femmina non marcata) sia tra i due fratelli (quest'ultima avvenuta anche successivamente alla dispersione di M8, durante alcune brevi rivisite di questo maschio all'area natale, ove il fratello ancora risiedeva). La condivisione di rifugi diurni tra maschi e femmine è spesso avvenuta nonostante la femmina in questione avesse cuccioli. E nonostante questi non fossero discendenti diretti del maschio in questione, come documentato almeno in un caso (M2 con F1). A tal riguardo, è stato documentato almeno un altro caso di intensa condivisione di porzioni di territorio da parte di un maschio ed una femmina (M2 con F3) con prole poi risultata non discendente diretta del maschio in questione.

coppia	periodo	Lo (%)	No.	Ls (%)	Ns	P
M5-M8	Nov08-Abr09	30	56	12	1806	<0,001
M2-F1	Ago07-Mar08	25	81	9	6479	<0,0001
M2-F3	Nov07-Mar08	33	22	24	462	n.s.
M4-F3	Mag08-Nov08	46	57	23	3192	<0,05

Tab. 12 Risultati delle indagini sulle interazioni dinamiche in 4 coppie di lontra monitorate. Lo = proporzione di localizzazioni con interazione positiva osservate; No = numero di localizzazioni osservate; Ls = proporzione di localizzazioni con interazione positiva simulate; Ns= numero di localizzazioni simulate; P = livello di significatività.
Results of analyses on the dynamic interactions in 4 pairs of monitored otters. Lo = proportion of observed locations with positive interaction, No = number of locations observed, Ls = proportion of simulated locations with positive interaction, Ns = number of locations simulated, P = level of significance.

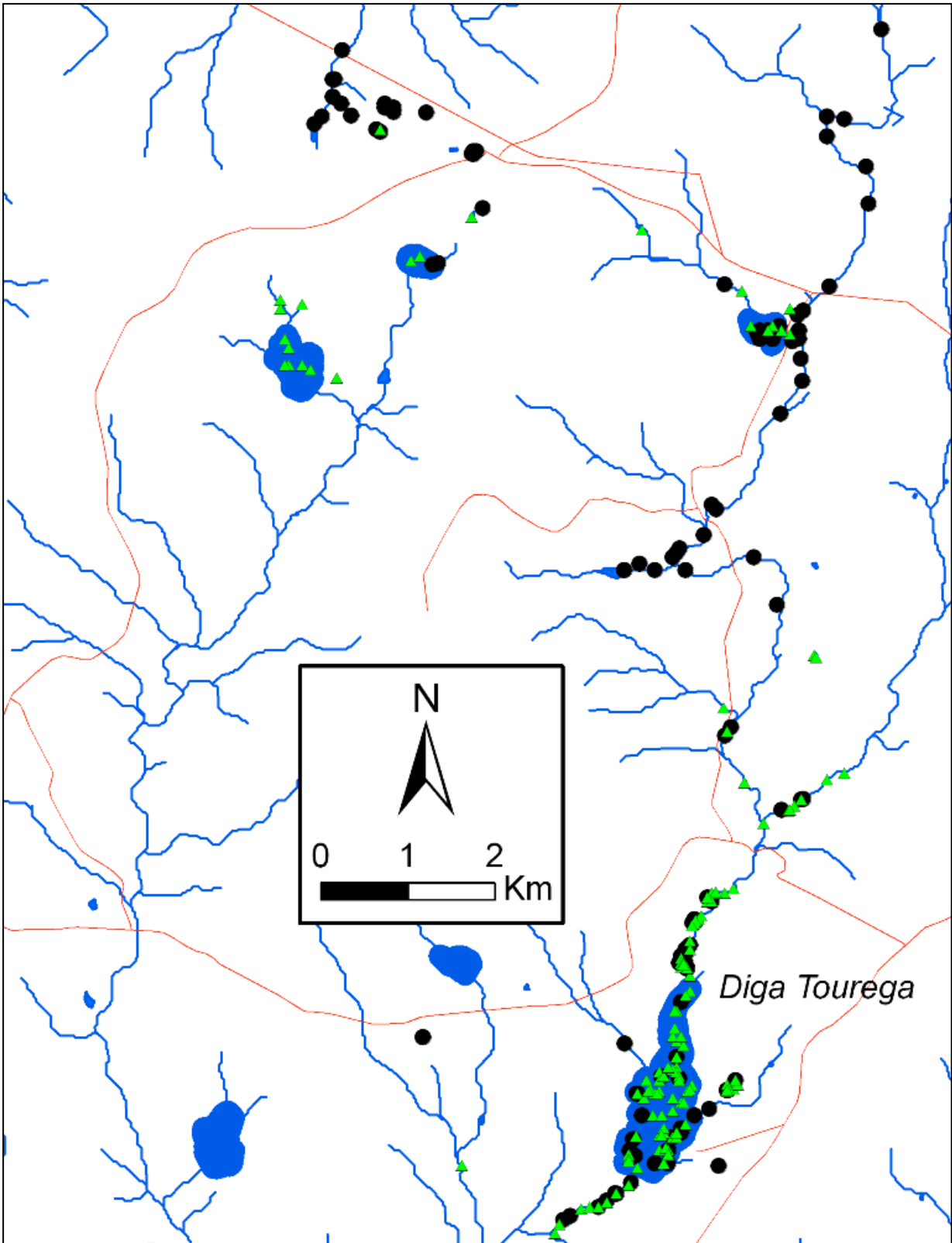


Fig. 52 Radio-localizzazioni dei due fratelli, M5 (triangoli verdi) ed M8 (pallini neri). In rosso il reticolo stradale. *Radio-locations of the two siblings, M5 (green triangles) and M8 (black dots). Roads are in red.*

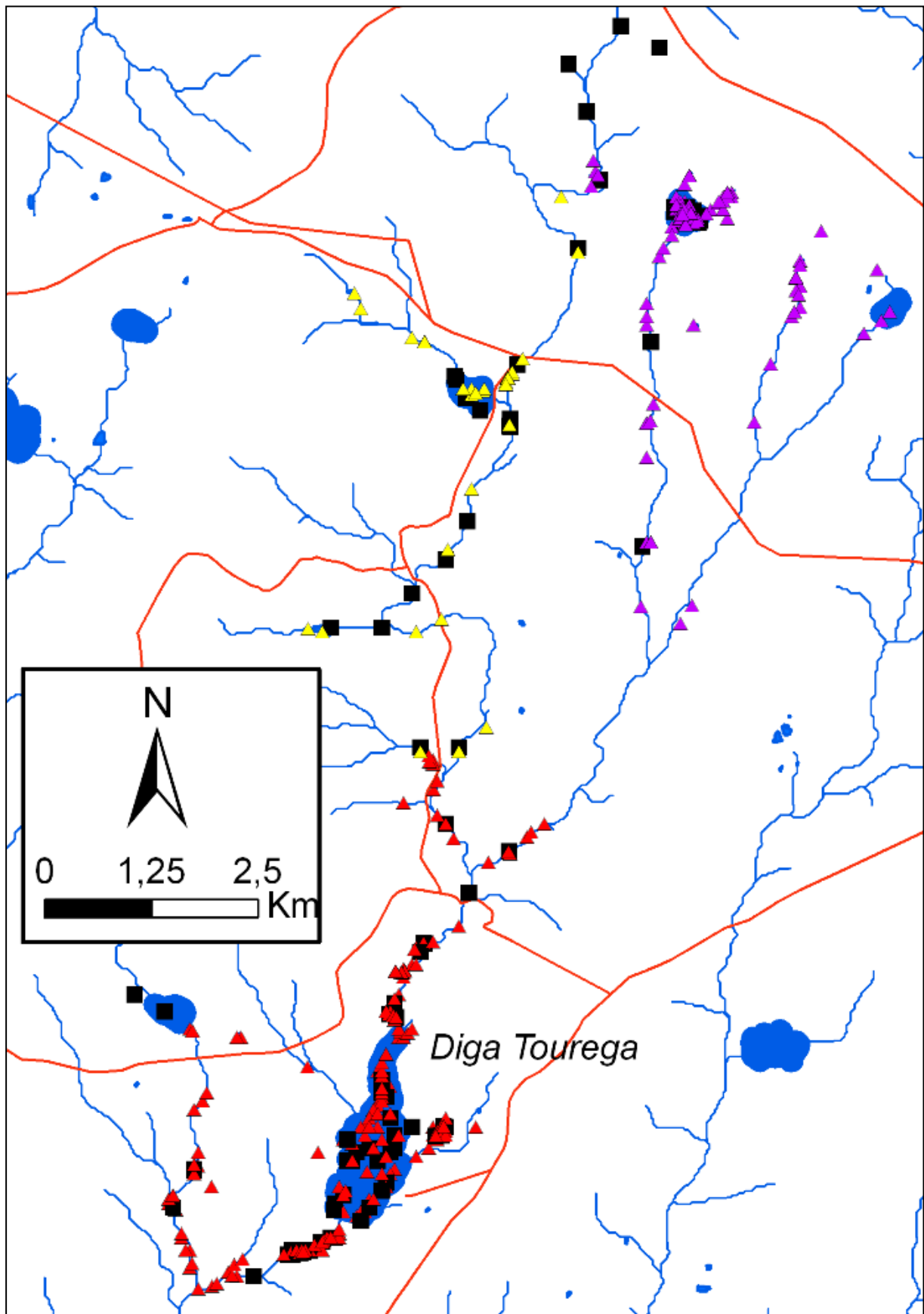


Fig. 53 Radio-localizzazioni di M2 (quadrati neri), F1 (triangoli rossi), F13 (triangoli gialli) ed F3 (triangoli viola). In rosso il reticolo stradale. Oss: F13 ed M2 non sono stati monitorati nello stesso periodo (vedi testo).
Radio-locations of M2 (black squares), F1 (red triangles), F13 (yellow triangles) and F3 (purple triangles). Obs: F13 and M2 were tracked in different periods. Roads are in red.

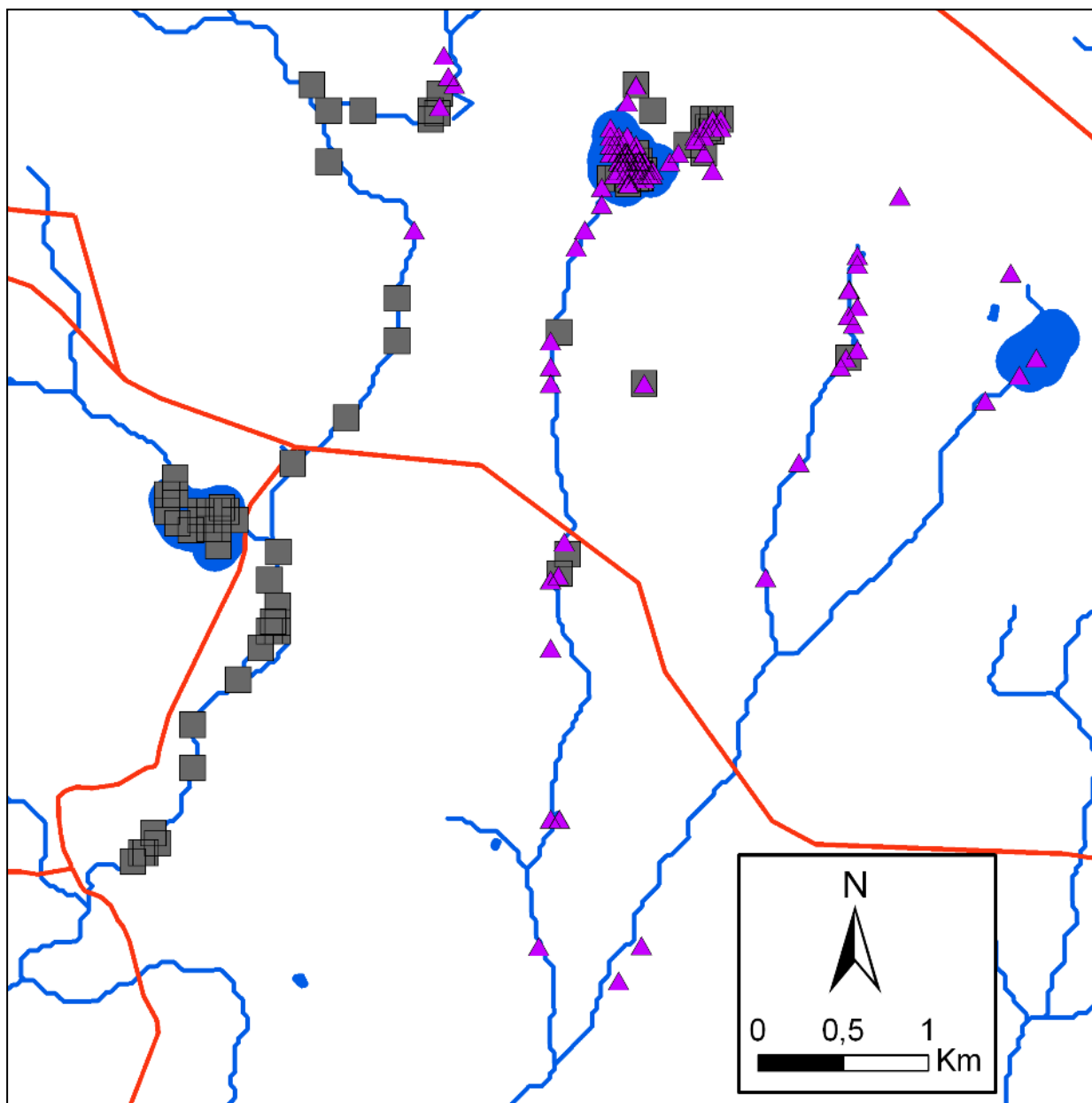


Fig. 54 Radio-localizzazioni di M4 (quadrati grigi) ed F3 (triangoli viola). In rosso il reticolo stradale.
Radio-locations of M4 (gray squares) and F3 (purple triangles). Roads are in red.

4.3.6 Stime di densità

Si è scelto di fornire le stime sia per la porzione massima di territorio per il quale erano disponibili il maggior numero di informazioni sugli animali residenti (c.ca 193 km, corrispondenti agli *home-range*, calcolati come L_{95} , di F1, F3, F5, F6 ed F13 più le aree di “*buffer*” – vd Moorcroft & Lewis 2006 - tra i suddetti *home-range*), sia per i singoli *home-range* (L_{95}) delle 5 femmine sopraelencate. La scelta di relativizzare i calcoli sul numero di lontre

residenti ai territori di individui femmina di lontra si è basata oltre che sulla suddetta maggiore disponibilità di informazioni anche sul sistema di riproduzione poliginico della specie (Kruuk 2006). Fornire, infatti, stime sul numero di animali residenti all'interno di aree vitali di individui maschio avrebbe portato inevitabilmente a una stima abbastanza lontana dal numero reale di lontre residenti per una buona parte dell'intervallo temporale di campionamento in quanto i maschi mostrano spesso un'intensità di utilizzo del territorio frammentata proprio in relazione alla disponibilità delle femmine sul territorio (Sandell 1989; presente ricerca) e i loro *home-range* sono sì più estesi ma di essi soltanto una piccola parte viene utilizzata con intensità e regolarmente ed essa corrisponde mediamente proprio ai territori delle femmine incluse al loro interno (dati di questa ricerca).

Nell'area totale, come detto circa 193 km di reticolo idrografico, è stato stimato un numero minimo di animali residenti uguale a 20, corrispondente a c.ca 0,11 lontre per km o 0,32 se si considerano soltanto le aste principali (Tabella 13).

Le stime per quanto riguarda il numero di femmine riproduttive e quello di maschi adulti, per la stessa area, sono risultate essere uguali tra loro, variando da 0,03 se si considera l'intera idrografia utilizzata a 0,09 se si riferiscono i calcoli alle sole aste principali.

Considerando le stime ottenute per le singole aree vitali di ciascuna lontra femmina, le stime ottenute sono di 0,23 lontre per km in media (DS = 0,05; intervallo: 0,17 - 0,29) (o $0,28 \pm 0,22$ Ha) se espresse includendo l'intera idrografia o 0,53 (DS = 0,16; intervallo: 0,33 - 0,77) se si considerano soltanto le aste principali (Tabella 13). Tali valori sono tutti maggiori rispetto alla stima dell'area totale, come atteso dal momento che quest'ultima ha incluso anche porzioni di territorio definite come "*buffer*" e non utilizzate in parte o totalmente dalle lontre femmina in questione. La stima minore, di 0,17 lontre per km, riguarda l'individuo F5, che è anche l'animale con la minore disponibilità di *habitat* idrico e la femmina caratterizzata dalla maggiore estensione dell'*home-range* (Tabella 13).

HR_95	Min No. Otter	Network (km)	Main Network (km)	Network (Ha)	Min Otter/Km	Min Otter/Km (Main Net.)	Min Otter/Ha
F1	5	22	9	63	0,23	0,56	0,08
F3	5	20	6,5	8	0,25	0,77	0,63
F5	5	29	9	41	0,17	0,56	0,12
F6	4	14	9	19	0,29	0,44	0,21
F13	3	15	9	8	0,20	0,33	0,38
Media F	-	-	-	-	0,23 (\pm 0,05)	0,53 (\pm 0,16)	0,28 (\pm 0,22)
F1,F3,F5,F6,F13	21	193	65	-	0,11	0,32	-

Tab. 13 Stime della densità della popolazione di lontre in un'area ricoprente c.ca 193 km di reticolo idrografico, basate su dati di *radio tracking*, molecolari, cadaveri rinvenuti e osservazioni dirette di individui marcati e non e relative all'intera porzione di reticolo utilizzata ("Network") o soltanto all'asta principale ("Main Network") (vd Metodi).

Otter population density estimates in an area of roughly 193 km of hydrographic network, based on data from radio tracking, molecular techniques, dead otters and visual observations of tagged and unknown individuals, concerning the whole portion of network used ("Network") as well as only the main river ("Main Network") (see Methods).

4.4 Ritmi d'attività

4.4.1 Inizio e fine attività

L'orario di inizio attività è risultato correlato con l'ora del tramonto ($R = 0,37$, $P < 0,0001$, $N = 167$) ed ha una relazione quadratica con il mese dell'anno ($R = 0,17$; $P = 0,028$) (Figura 57), mentre la fine delle attività non è correlata significativamente con l'alba ($P = 0,46$).

L'orario di inizio attività avviene in media alle 19:12 durante la stagione umida ed alle 19:48 in quella secca ($T = -1,63$; $df = 164$; $P = 0,009$). Esso può essere generalmente predetto dallo svolgimento della seguente equazione della regressione polinomiale tra orario d'inizio attività (Y) e mese dell'anno: $Y = 0,7202 + 0,0358 * \text{mese} - 0,0026 * \text{mese}^2$.

Non si rivelano differenze significative, invece, nell'orario di fine attività della stagione umida e secca, che corrisponde in media rispettivamente alle 6:15 ed alle 6:20 ($T = -0,380$; $df = 125$; $P = 0,704$).

Nel 75 % delle occasioni ($N = 166$) le lontre hanno iniziato la loro attività 77 minuti dopo il tramonto ($DS = 49$) e nel 24 % prima del tramonto, in media 38 minuti ($DS = 34$), mentre il termine delle attività si è avuto sia successivamente l'alba, in media 56 minuti dopo ($DS = 69$),

che anteriormente, in media 74 minuti prima (DS = 57), in percentuali simili (rispettivamente 54 e 45 % - Figura 58).

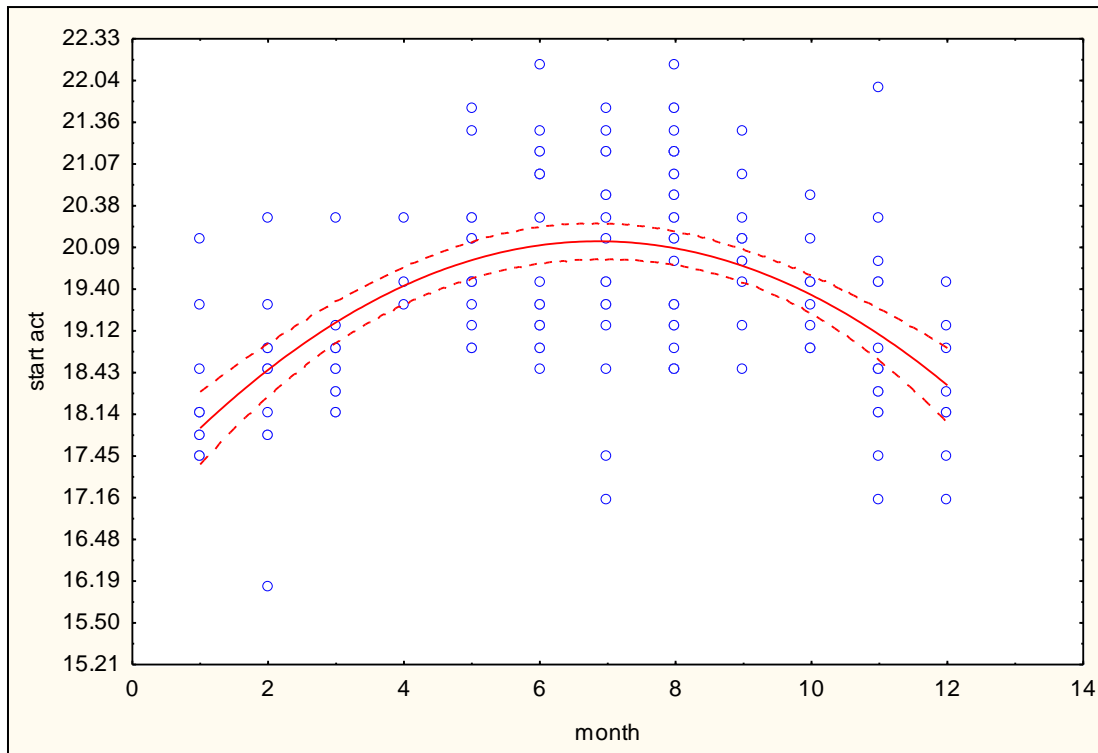


Fig. 57 Regressione polinomiale del tempo d'inizio attività (asse delle Y) e mese (x). Le linee tratteggiate indicano gli intervalli di confidenza al 95 %.

Polynomial regression of the start time of activity (Y-axis) and month (x). Dashed lines indicate 95% confidence intervals.

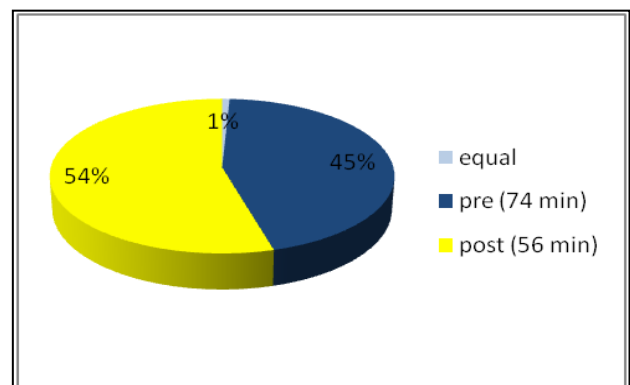
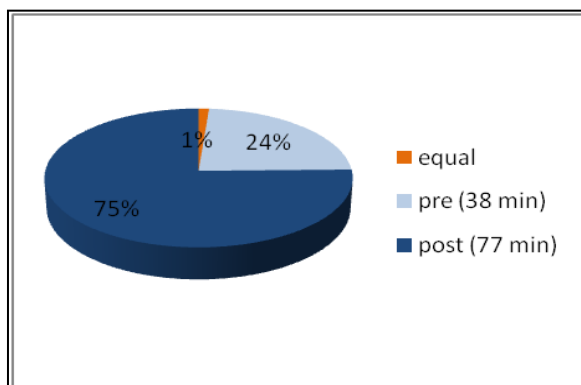


Fig. 58 Distribuzione degli orari di inizio (sinistra) e fine (destra) attività delle lontre monitorate rispetto al tramontare (sinistra) e sorgere (destra) del sole. In parentesi i valori medi.

Distribution of the starting (left) and ending (right) of otter activity related to the sunrise (left) and sunset (right). In brackets the average values.

Gli individui subadulti si attivano in media significativamente prima degli adulti ($t = 2,151$; $df = 165$; $P = 0,033$), presentando anche una variabilità superiore (Figura 59), mentre non si riscontrano differenze significative per quanto concerne il termine dell'attività ($t = 1,368$; $P = 0,174$).

Le femmine si attivano in media 14 minuti prima e terminano l'attività 11 minuti dopo dei maschi, sebbene queste differenze non siano significative (rispettivamente $P = 0,11$ e $P = 0,307$). Tra gli individui di sesso femminile, però, emerge una relazione significativa tra il loro status riproduttivo e l'orario di inizio attività (1-way Anova: $F(2, 80)=3,668$, $P = 0,03$), con le femmine gravide che si attivano prima di tutte, seguite da quelle nelle prime fasi dell'allattamento, ovvero con cuccioli dalla nascita ai 2 mesi d'età, e, per ultime, le femmine senza cuccioli o con cuccioli da 2 a 4 mesi d'età (Figura 60). In particolare, le femmine in gravidanza si sono attivate significativamente prima rispetto a quelle senza cuccioli o con cuccioli da 2 a 4 mesi d'età (Test Tukey: $P = 0,04$), mentre non emergono differenze significative per quanto riguarda femmine gravide e femmine nelle prime fasi dell'allattamento, ovvero con cuccioli dalla nascita ai 2 mesi d'età.

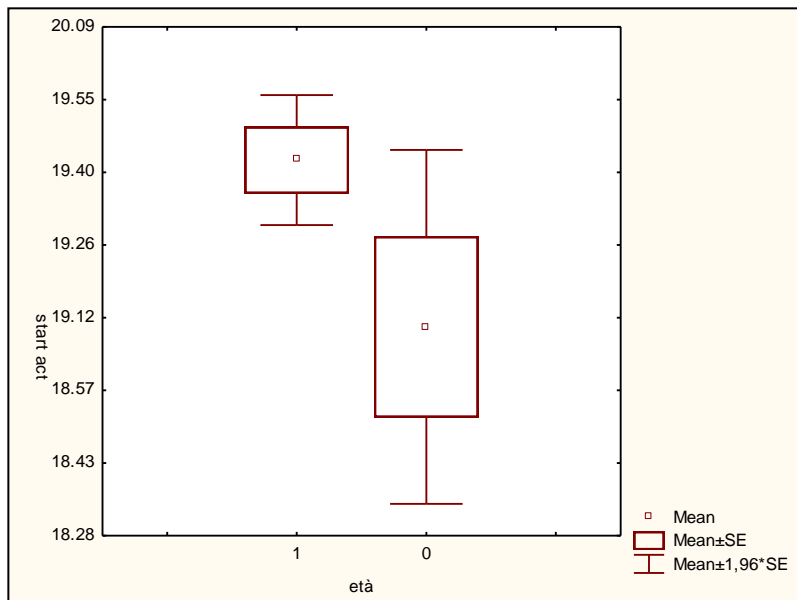


Fig. 59 Boxplot degli orari medi di inizio attività (asse delle ordinate) in funzione delle categorie d'età, sull'asse delle ascisse (0 = subadulti; 1 = adulti).

Boxplot of the average onset activity time, on the vertical axis, related to age categories, on the horizontal axis (0 = sub-adult, adult = 1).

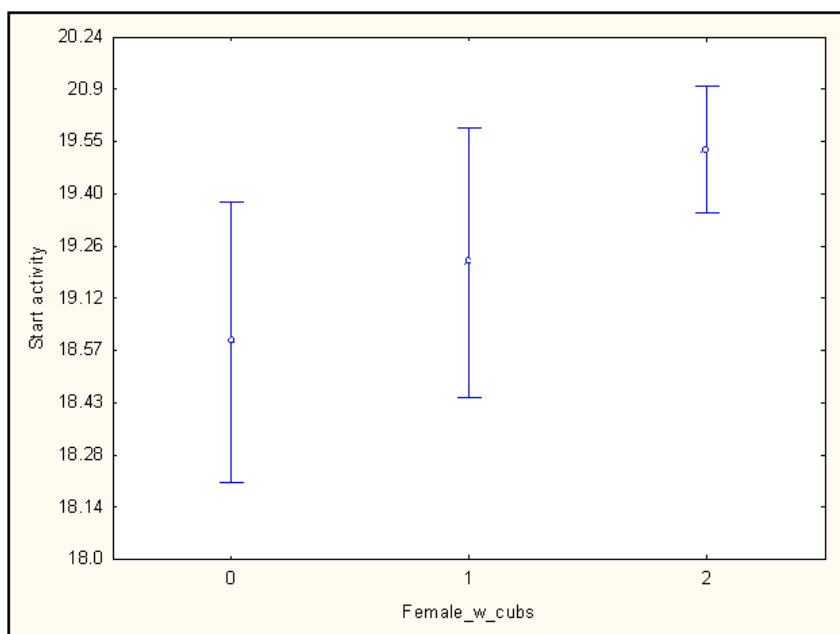


Fig. 60 Medie e intervalli di confidenza al 95% dell'ora di inizio attività, sull'asse delle ordinate, in funzione dello status riproduttivo delle femmine monitorate, sull'asse delle ascisse (0= gravide; 1= con cuccioli fino a 2 mesi d'età; 2= senza cuccioli o con cuccioli con > di 2 mesi d'età).

Averages and 95% confidence intervals of the onset activity on the vertical axis, depending on the reproductive status of the monitored females (0 = pregnant, 1 = with cubs up to 2 months of age, 2 = no cubs or cubs with > than 2 months of age).

4.4.2 Bilancio d'attività nei differenti periodi del giorno

L'attività non è equamente ripartita durante i differenti periodi del giorno ($G = 1306,81$, $df = 3$, $P < 0,001$), risultando principalmente notturna (75,9%; $N = 1052$), in tutti gli individui (Fisher exact's test per tutti gli individui: $P < 0,001$). Tramonto ed alba presentano percentuali d'attività rispettivamente del 4 e 4,3 %, mentre l'attività diurna si attesta intorno al 16 %.

Gli indici di *nocturnality* (vd Metodi), tuttavia, segnalano M3 in primis (0,63) e secondariamente F4 (0,79) ed F13 (0,67) come individui leggermente meno notturni rispetto alla media, risultata di 0,90 (DS = 0,25; intervallo = 0,63-1) (Figura 61).

In particolare, l'individuo M3 ha esibito un *pattern* d'attività diurna durante la fase iniziale (9-10-2007/27-3-2008) della sua dispersione, quando il suo indice di *nocturnality* è sceso a - 0,06 ed un test del χ^2 svolto sul confronto tra la frequenza d'attività osservata nelle varie fasi del giorno durante questa fase di dispersione ha mostrato un'attività diurna maggiore rispetto all'atteso ($\chi^2 = 26,27$; $P < 0,001$).

Oltre ad M3, che nelle 2 sessioni di monitoraggio continuato effettuate durante questa sua prima fase di dispersione ha mostrato una frequenza d'attività diurna media del 67 %, anche altri 2

giovani maschi (M1 ed M8) hanno mostrato una certa frequenza d'attività diurna nei periodi in cui stavano disperdendosi (M1 in media 33 % in N = 3 cicli e M8: 67 % in 1 ciclo), mentre la frequenza d'attività diurna più bassa tra i 4 maschi incontrati in attività durante il giorno nei cicli (M1, M2, M3, M8) era quella dell'unico maschio adulto, non in dispersione (M2).

Inoltre, la frequenza d'attività diurna (binaria) calcolata su tutti gli individui di sesso maschile e su tutti i *fix* e *fix_cycle* è risultata significativamente correlata con la qualifica di *dispenser* tra i maschi ($R = 0,179$; $P < 0,0001$) (Figura 62).

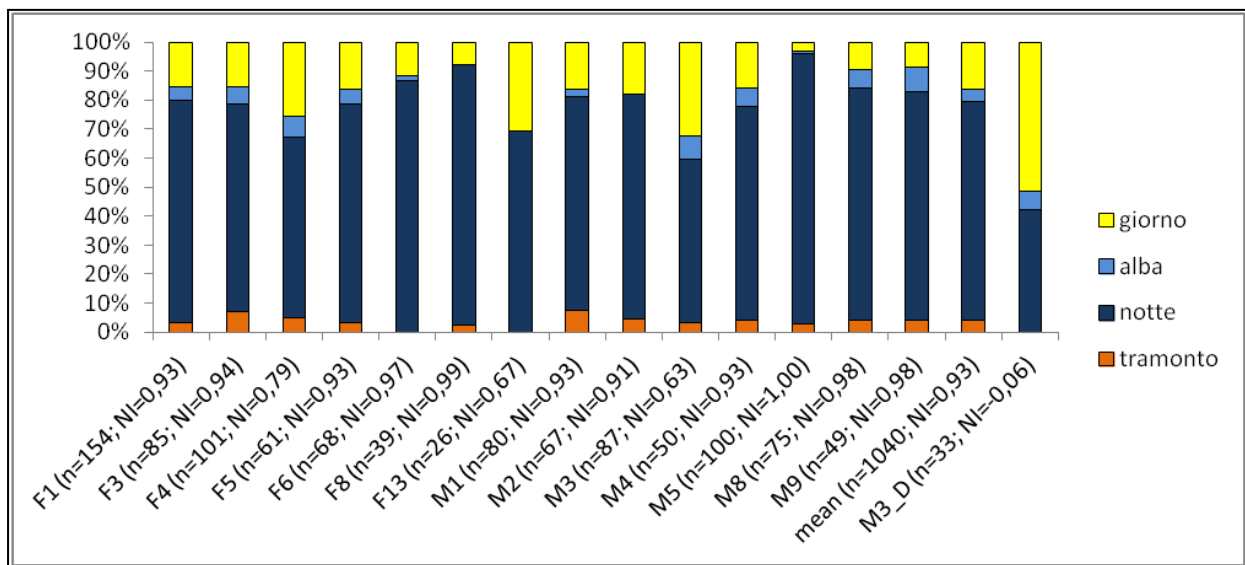


Fig. 61 Distribuzione della frequenza dei rilevamenti in attività nelle diverse fasi del giorno, dei vari individui monitorati (contraddistinti da un codice indicativo del sesso M/F e del numero progressivo in base alla data di cattura), valore medio (“mean”) di tutte le lontre e valore di un giovane maschio (M3) durante la fase iniziale (9-10-2007/27-3-2008) della sua dispersione (“M3_D”). In parentesi il numero di localizzazioni per individuo (n) e il relativo Nocturnality Index (NI).

Distribution in the different stages of the day of the frequency of active observations of the different monitored individuals (marked with a code indicative of sex M / F and a serial number by date of capture), mean value for all otters and value of a young male (M3) during the initial phase (9-10-2007/27-3-2008) of its dispersal (“M3_D”). In brackets the number of locations per individual (n) and the relative Nocturnality Index (NI).

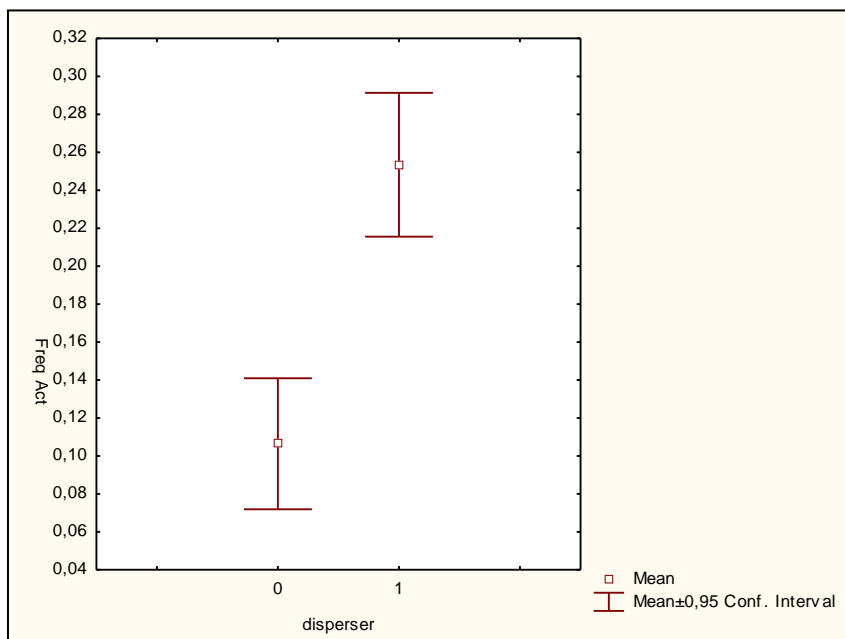


Fig. 62 Frequenza dei rilevamenti diurni in attività (asse delle ordinate) in maschi adulti aventi *home-range* stabili (0) ed in giovani maschi dei quali è stata rilevata dispersione durante il corso del monitoraggio (1).
Frequency of daytime activities locations (vertical axis) in adult males, which have stable home ranges (0) and in young males of which dispersal has been detected throughout the course of monitoring (1).

Analizzando le frequenze d'attività diurne dei soli individui di sesso femminile, il test di Kruskal-Wallis mostra che ciascuna femmina non si comporta in modo proprio uguale alle altre ($\chi^2 = 60,43$; $df = 6$; $P < 0,0001$) ed in particolare conferma che F4 ed F13 sono quelle maggiormente diurne (Figura 63). Per questo motivo e non esistendo differenze apparenti tra questi due individui, le analisi sulla frequenza d'attività diurna femminile sono state condotte unendo F4 ed F13 e scartando gli altri individui. Da tali analisi risulta che durante la fase luminosa le due femmine sono maggiormente attive quando si trovano in gravidanza e secondariamente in allattamento di cuccioli sino ai due mesi d'età, mentre lo sono molto meno quando non hanno cuccioli o questi sono d'età maggiore di 3 mesi ($F(2, 244) = 9,95$, $P = 0,0001$). In particolare, confronti posthoc di Tukey mostrano che la differenza tra l'attività diurna rilevata durante la gravidanza e le prime fasi d'allattamento non è significativa ($P = 0,55$), mentre lo è quella tra lo stato di gravidanza e quello senza cuccioli o con cuccioli d'età maggiore di 3 mesi ($P < 0,0001$).

La stessa relazione si nota anche se si conducono le analisi su tutti gli individui femmine che hanno mostrato una certa attività diurna durante le sessioni di monitoraggio continuato (F1, F3,

F4, F6 ed F13). Anche in questo caso, infatti, la frequenza d'attività diurna risulta significativamente associata allo stato riproduttivo ed in particolare è maggiore nelle femmine gravide o nelle prime fasi dell'allattamento ($\chi^2=7,098$; $df = 2$; $N = 13$; $P = 0,0287$) (Figura 64). Ancora, analizzando sia *fix* che *fix_cycle* di tutte le femmine, la frequenza d'attività diurna risulta significativamente maggiore nelle femmine gravide rispetto alle altre due categorie ($F(2, 1050) = 5,4749$; $P = 0,00431$).

Non si riscontrano differenze significative nelle frequenze d'attività notturne o diurne in base al sesso, mentre gli individui subadulti risultano maggiormente attivi durante il giorno rispetto a quelli adulti (T test = - 4,196; $P < 0,0001$) (Figura 65A) e meno attivi durante la notte comparati con gli adulti (T test = 4,441; $P < 0,0001$) (Figura 65B).

L'attività diurna è risultata inversamente correlata con il vento ($R = -1,41$; $P < 0,0001$), la radiazione solare ($R = -0,09$; $P = 0,003$), la temperatura ($R = -0,08$; $P = 0,01$) e la stagione, risultando minore in quella secca ($R = -0,077$; $P = 0,014$).

Il GLMM mostra che, una volta rimosso l'effetto dovuto alla variabilità interindividuale ed alla correlazione temporale tra i rilevamenti, l'attività diurna delle lontre è significativamente condizionata dalla radiazione solare, con il comportamento d'attività diurno più frequentemente associato a bassi valori di quest'ultima ($P = 0,0028$).

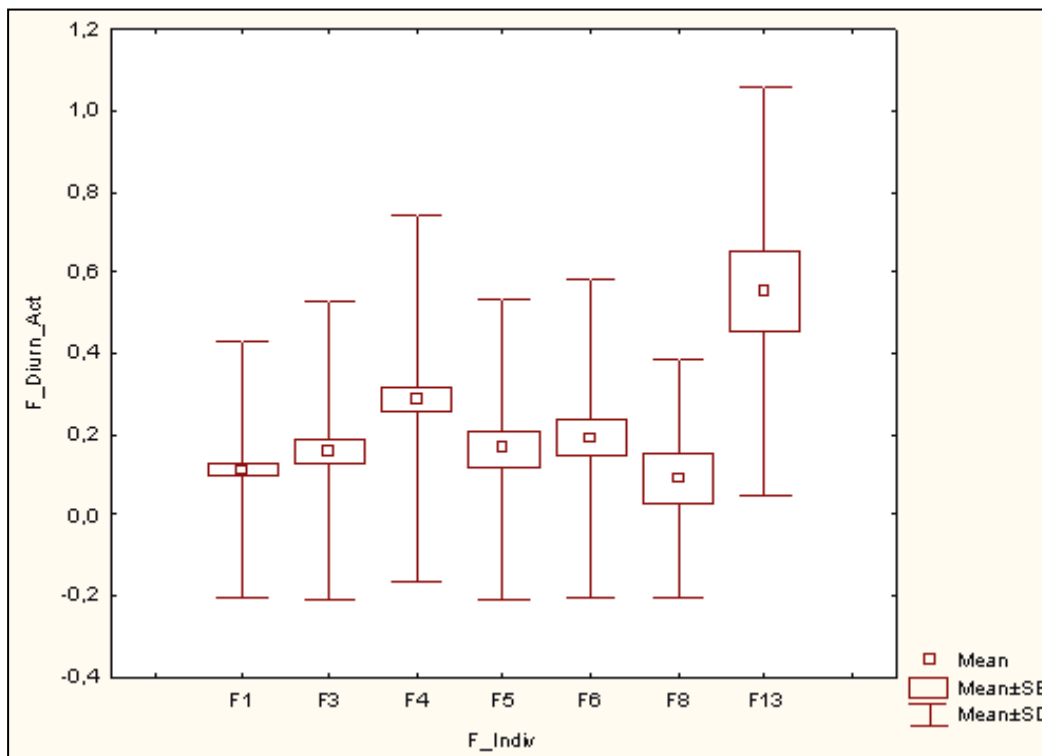


Fig. 63 Frequenza media (\pm SE e DS) dei rilevamenti in attività durante il giorno rilevata nelle femmine monitorate. *Mean frequency (\pm SE and SD) of daytime active locations of females.*

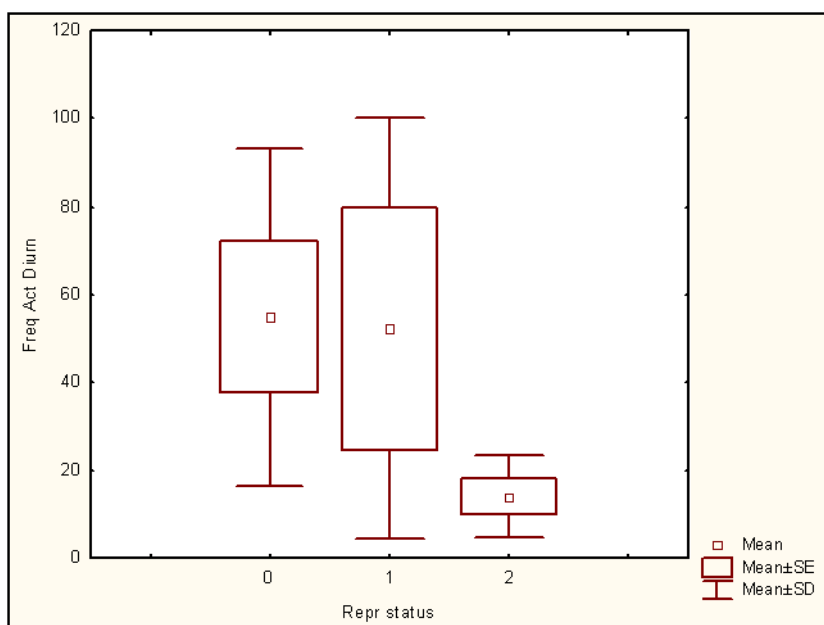
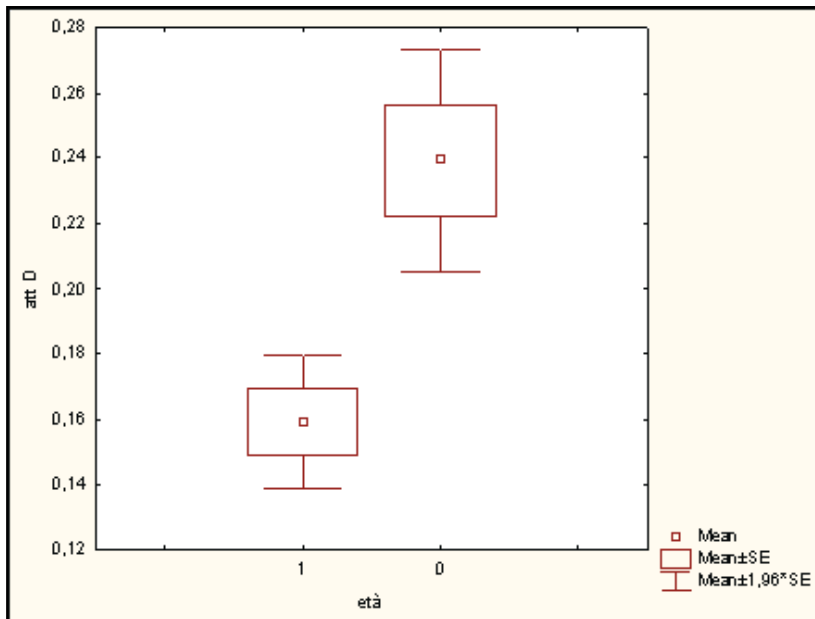
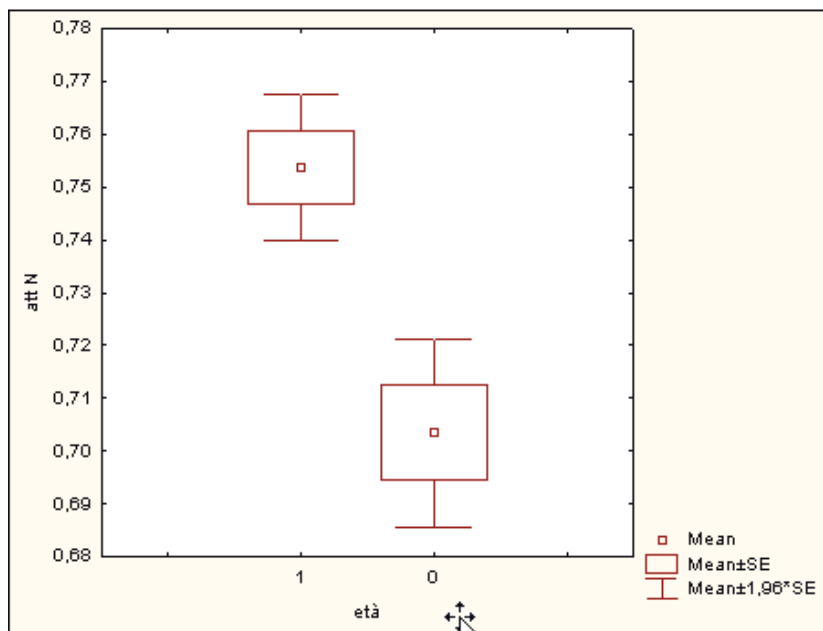


Fig. 64 Frequenza dei rilevamenti in attività durante il giorno rilevata in femmine adulte durante sessioni di monitoraggio continuo (asse delle ordinate) in relazione al loro stato riproduttivo: 0 = gravide; 1 = con cuccioli < 2 mesi; 2 = senza cuccioli o con cuccioli > di 2 mesi d'età. *Frequency of daytime active locations detected in adult females during continuous monitoring sessions (vertical axis) in relation to their reproductive status: 0 = pregnant, 1 = with cubs < than 2 months, 2 = no cubs or cubs > than 2 months of age.*



A



B

Fig. 65 Boxplot delle medie nelle frequenze d'attività diurne (A) e notturne (B) sull'asse delle ordinate, in funzione delle categorie d'età, sull'asse delle ascisse (0 = subadulti; 1 = adulti).
Boxplot of the average frequency of daytime (A) and nocturnal active fixes (B) on the vertical axis, depending on age categories, on the horizontal axis (0 = subadult, 1 = adult).

4.4.3 Bilancio d'attività nell'arco delle 24 ore

Anche nell'arco delle 24 ore, l'attività non è uniformemente distribuita (Hodges-Ajne test: $P < 0,001$), risultando prevalentemente notturna (Figura 66), e non si riscontrano differenze a livello individuale (Kruskall Wallis test: $P > 0,05$), né a livello del sesso (Figura 67) né dell'età dell'animale considerato.

In particolare, i livelli maggiori d'attività sembrano essere subito dopo il tramonto (dalle ore 21:00 alle ore 22:00), dalle 2:00 alle 3:00 e poco prima dell'alba, intorno alle ore 5:00. Nelle ore diurne l'attività diminuisce notevolmente, sebbene presentando una maggiore variabilità rispetto alle ore notturne (Figura 66).

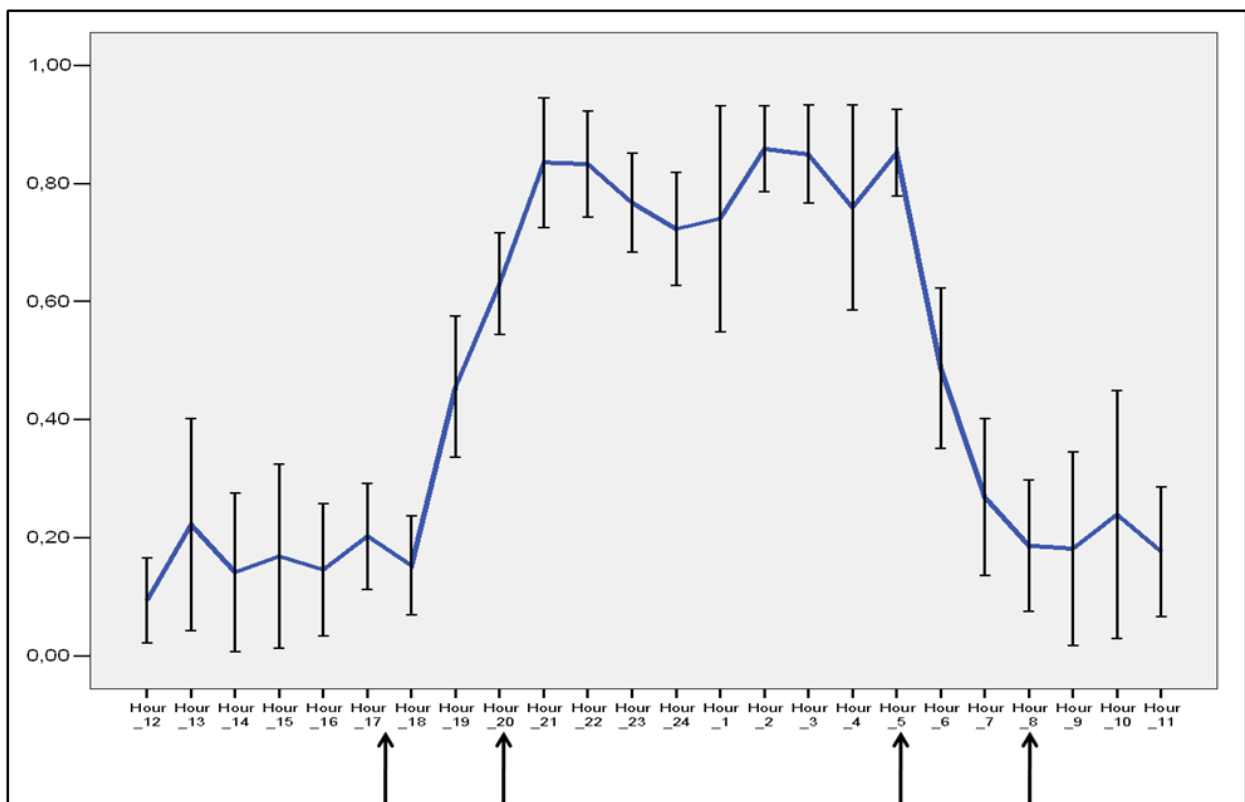


Fig. 66 Medie e intervalli di confidenza al 95 % della frequenza d'attività nell'arco delle 24 ore. Le frecce indicano le effemeridi locali durante l'intero periodo di monitoraggio.

Averages and 95% confidence intervals of the frequency of activity within 24 hours. Arrows indicate the local ephemeris during the entire monitoring period.

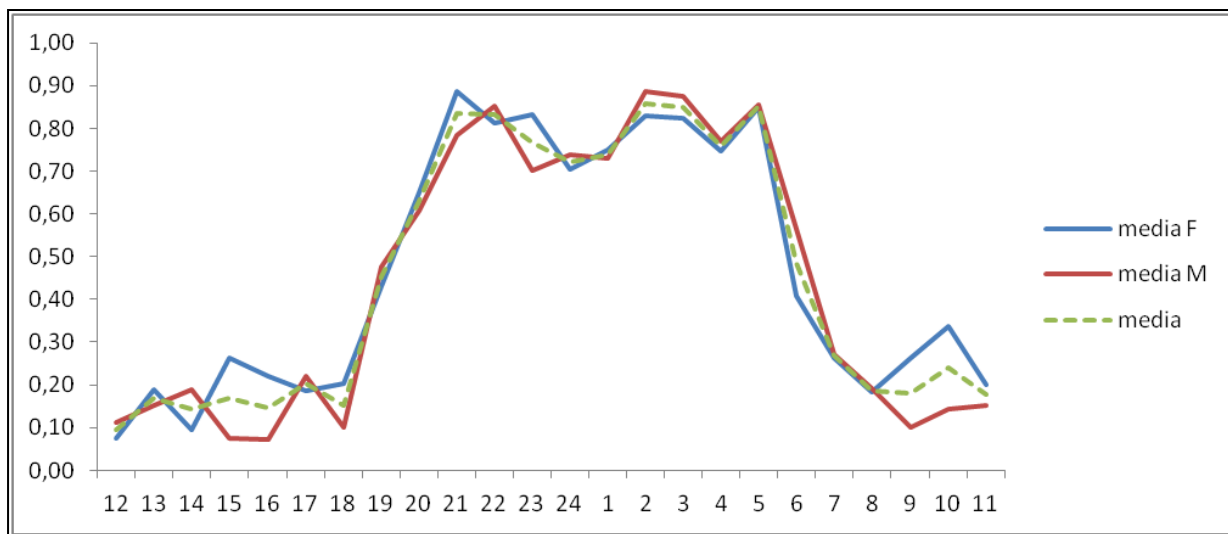


Fig. 67 Frequenza media d'attività nell'arco delle 24 ore nei due sessi (in blue le femmine, in rosso i maschi).
Average frequency of activity over 24 hours in both sexes (female in blue, male in red).

4.4.4 Bilancio d'attività nelle diverse categorie di comportamento

Le lontre sono state osservate in attività nel 45 % dei rilevamenti (raccolti sia durante i *fix* che nelle continuate da 24 ore, per un n totale = 4139).

Se, però, si restringe il campo alle ore notturne, la percentuale di rilevamenti in attività aumenta notevolmente, arrivando al 74 % (N = 6466; questi calcoli sono svolti sempre sia sui *fix* che sui *fix_cycle*, ma stavolta quest'ultimi riguardano un numero ben maggiore di cicli dal momento che vi sono inclusi anche tutti quelli notturni con durata inferiore alle 24 ore). Tale percentuale è in accordo con la frequenza media d'attività notturna, calcolata soltanto in base ai cicli notturni, che è risultata essere del 71,4 % (DS = 20,4; intervallo: 0-100), e non si riscontrano differenze legate al sesso.

Le localizzazioni totali rilevate non sono equamente suddivise nelle differenti categorie di comportamento ($G = 1541,5$; $P < 0,0001$), risultando principalmente in *resting* (55 %, sommando l'inattività notturna e il riposo diurno), e secondariamente nell'ordine in *moving* (25 %), *diving* (19 %) e molto raramente (1 %) in *travelling* (Figura 55A). Non emergono differenze significative in tali frequenze tra i due sessi ($U = 6$; $P = 0,69$), né tra le due classi d'età. Nuovamente, concentrando i calcoli sui rilevamenti notturni la situazione s'inverte e diventano preminenti i *fix* in *moving*, nettamente superiori all'atteso, poi in *diving*, *resting* (di molto

inferiori rispetto all'atteso) e *travelling* ($G: 370,0; P < 0,0001$) (Figura 55B), anche in questo caso indifferentemente rispetto al sesso o all'età dell'animale.

La frequenza d'attività **notturna** non varia tra i diversi individui né tra i due sessi o le due classi d'età.

Tuttavia, conducendo le analisi soltanto sugli individui di sesso femminile ($N = 7$), le loro frequenze d'attività notturne risultano significativamente associate al loro stato riproduttivo (1-way Anova: $F(2, 113) = 5,5055, P = 0,00523, \text{Adjusted } R^2: 0,073$).

In particolare, le femmine gravide risultano le più attive tra tutte, seguite da quelle senza cuccioli o con cuccioli già abbastanza grandi da accompagnarle fuori la tana (>2-4 mesi), mentre le meno attive sembrano essere quelle nelle prime fasi dell'allattamento, di cuccioli < 2 mesi d'età (Figura 56). Confronti post hoc mediante test di Tukey rivelano che la frequenza d'attività delle femmine in allattamento (di cuccioli < 2 mesi d'età), è significativamente inferiore sia rispetto a quella delle femmine senza cuccioli o con cuccioli già abbastanza grandi da accompagnarle fuori la tana (>2-4 mesi) ($P = 0,008$) che di quella delle femmine gravide ($P = 0,014$).

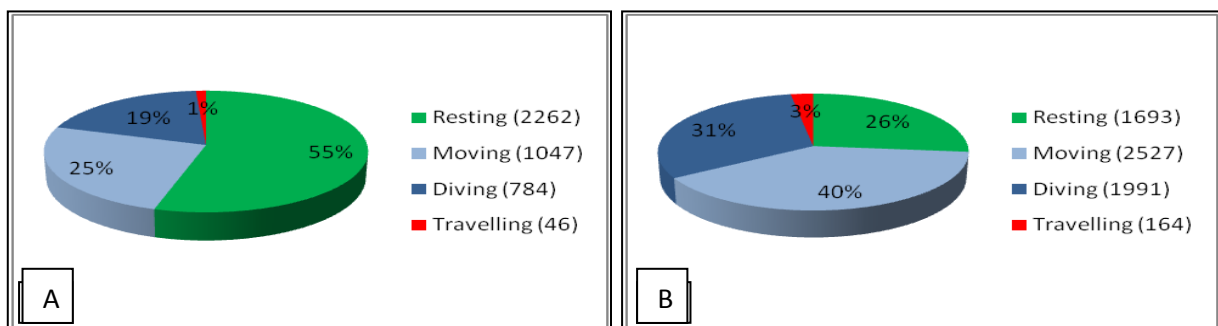


Fig. 55 Distribuzione dei *fix* totali (A) e di quelli notturni (B) nelle 4 categorie di comportamento. In parentesi il numero delle localizzazioni in ciascuna categoria.

Distribution of the total sample of fixes (A) and of only nocturnal ones (B) in the 4 categories of behaviour. In brackets the number of fixes in each category.

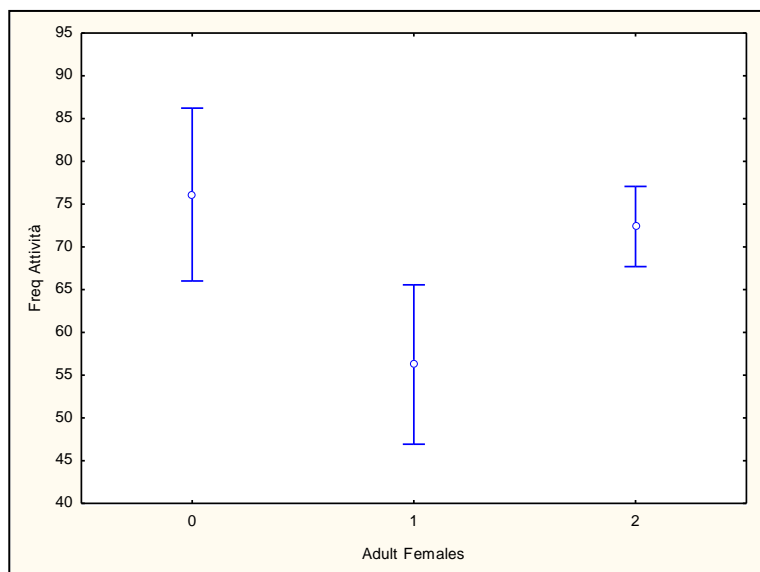


Fig. 56 Medie e intervalli di confidenza al 95% della frequenza d'attività, sull'asse delle ordinate, in funzione dello status riproduttivo delle femmine monitorate, sull'asse delle ascisse (0 = gravide; 1 = con cuccioli fino a 2 mesi d'età; 2 = senza cuccioli o con cuccioli con > di 2 mesi d'età).

Average and 95% confidence intervals of activity frequency (y-axis) depending on the reproductive status of the monitored females (0 = pregnant, 1 = with cubs up to 2 months of age, 2 = no cubs or cubs with > than 2 months of age).

4.4.5 Stagionalità

La frequenza d'attività è influenzata significativamente dalla stagione ($P = 0,006$), essendo maggiore nella stagione umida (47 %) che in quella secca (44 %) (Figura 68).

E' significativa anche l'interazione tra stagione e periodo del giorno (χ^2 of independence = 845,7, $df = 3$, $P < 0,001$). In particolare si riscontra una maggiore frequenza d'attività durante la notte nella stagione secca a scapito del giorno e viceversa una minore attività notturna ed una maggiore attività diurna durante la stagione umida (Figure 69 e 70).

La maggiore attività diurna durante la stagione umida potrebbe essere in parte dovuta al comportamento di alcuni individui: M3, che è risultato significativamente più attivo durante il giorno in questa stagione (Fisher exact test: $P = 0,031$); F13 in primo luogo e F4 in minor parte, i

cui indici di *nocturnality* di questa stagione sono stati rispettivamente di 0,34 e 0,67, valori più bassi rispetto alla media degli altri animali (media = 0,95, DS = 0,04, intervallo: 0,85-1).

Tuttavia, i risultati provenienti dal modello ecologico, in cui la variabile individuo è stata utilizzata come effetto casuale, confermano tale *pattern* come rappresentativo dell'intero campione di lontre analizzate (vd par. 4.4.6).

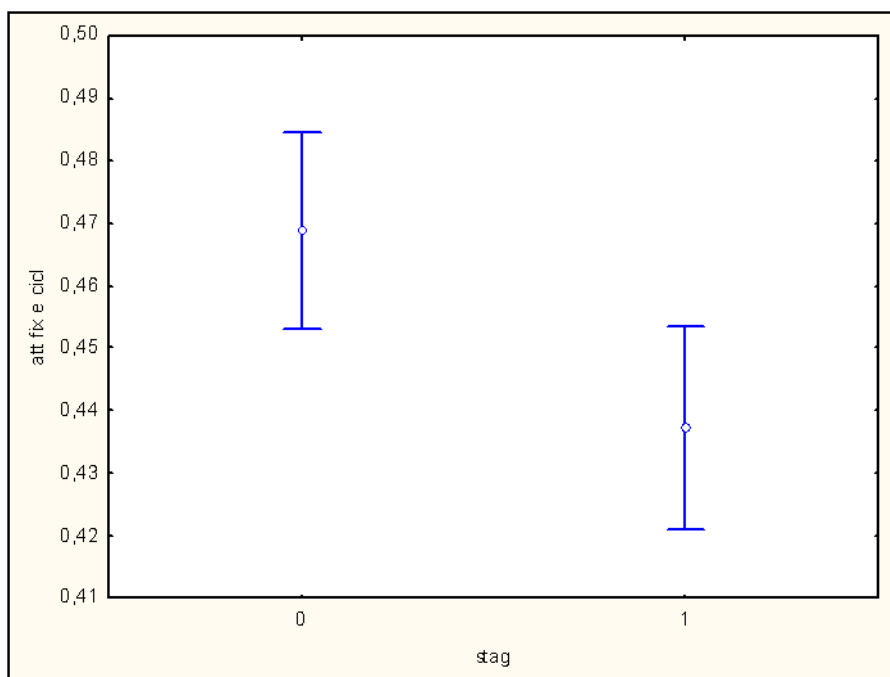


Fig. 68 Frequenza d'attività, calcolata sia in base ai rilevamenti puntuali che a quelli derivanti dalle sessioni di monitoraggio continuato, nelle due stagioni, umida (0) e secca (1).
Frequency of activity calculated based both on single fixes and on those collected during continuous monitoring sessions, in the two seasons, wet (0) and dry (1).

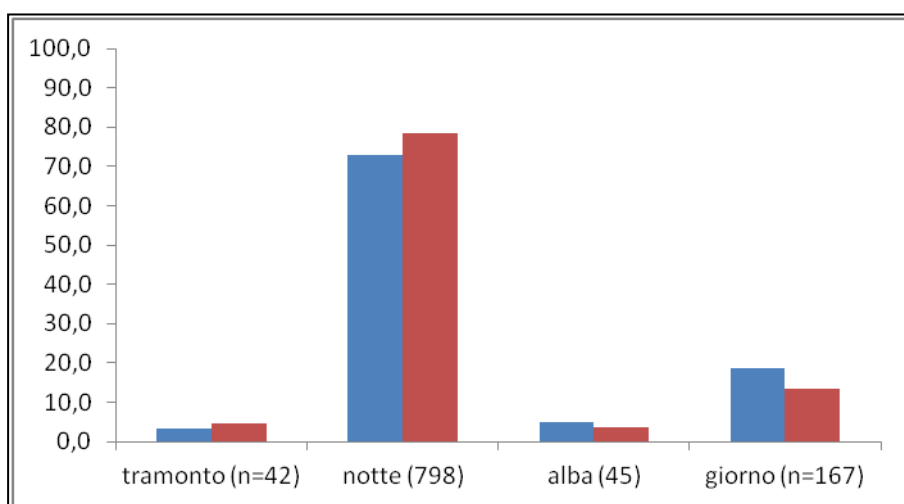


Fig. 69 Frequenza dei rilevamenti in attività nelle diverse fasi del giorno durante la stagione umida (azzurro) e secca (rosso). In parentesi il numero complessivo di localizzazioni in attività raccolte nella specifica fase.
Frequency of active fixes in the different phases of the days during the wet (blue) and dry (red) season. In brackets the total number of active fixes collected in the specific phase.

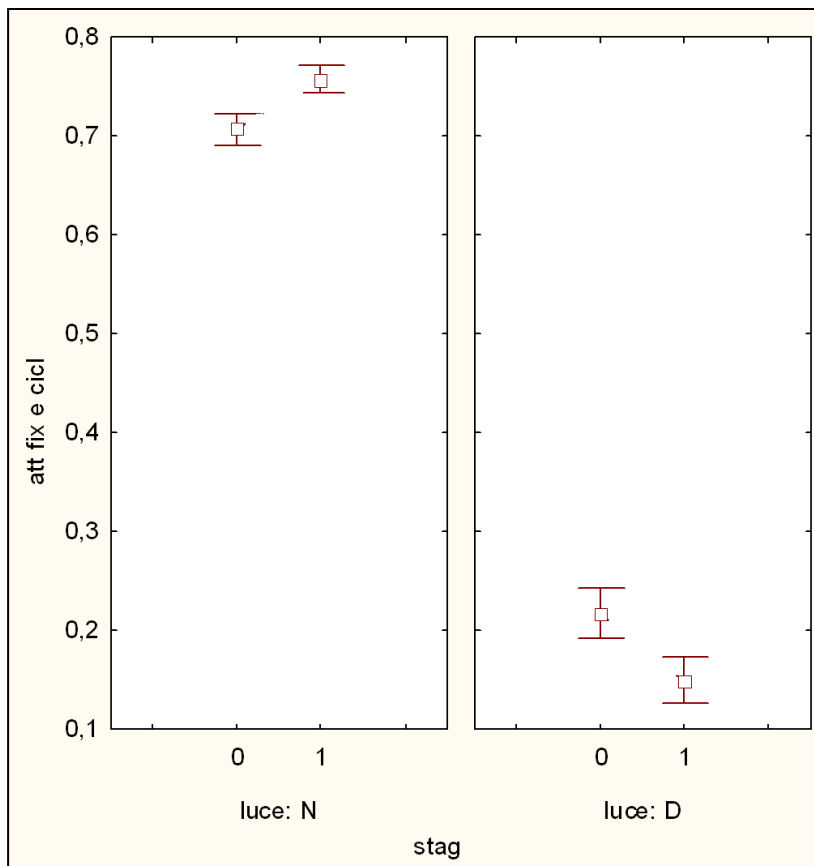


Fig. 70 Medie e intervalli di confidenza al 95 % della frequenza dei rilevamenti in attività durante la notte (N) ed il giorno con (D) nelle stagioni umida (0) e secca (1).
Average values and 95 % confidence intervals of the frequency of active fixes during the night (N) and day (D), during the wet (0) and dry (1) season.

4.4.6 Probabilità di rinvenire una lontra in attività

Il GLMM ha selezionato come variabili fisse, nell'ordine di importanza (deducibile dai coefficienti presenti in Tabella 14): la stagione (umida e secca), la temperatura dell'aria, l'interazione tra stagione e fasi della notte, le differenti tipologie d'*habitat*, le fasi notturne (tramonto, notte e alba), le fasi lunari e il vento; e come variabili casuali, anch'esse in ordine d'importanza (in base alla loro varianza o deviazione standard): il tempo, il tempo d'osservazione e l'individuo. In particolare, la variabilità legata all'individuo è la minore, mentre il periodo di monitoraggio ed il tempo d'osservazione presentano una variabilità leggermente superiore (Tabella 14).

La pioggia ed il sesso dell'individuo non sono stati selezionati nel modello finale, nonostante abbiano avuto un effetto significativo in alcuni modelli durante il processo di selezione ed al livello di precipitazione più alto sia associata la minor frequenza d'attività (se la presenza di

precipitazioni viene analizzata singolarmente tramite Anova ad 1 via - $F(2, 5385) = 5,35$; $P = 0,005$ (Figura 71).

Tale modello conferma che la probabilità di rinvenire una lontra in attività è influenzata dal periodo della notte, essendo maggiore durante la notte che all'alba ($P < 0,001$) e maggiore all'alba che al tramonto ($P < 0,001$) (Tabella 14).

Anche la stagione esercita un forte effetto sull'attività delle lontre, essendo questa maggiore durante la stagione umida ($P = 0,015$) (Tabella 14). La stagione, inoltre, influenza il bilancio d'attività nei differenti periodi della notte, in quanto l'attività durante le ore notturne aumenta durante la stagione calda ($P < 0,001$), mentre restano invariati gli andamenti dell'attività durante alba e tramonto nelle due stagioni (Tabella 14). Anche tale risultato è in accordo con quanto già evidenziato nei test non parametrici.

La fascia di temperatura dell'aria che va dai 15 ai 20 ° C è risultata quella maggiormente associata all'attività da parte delle lontre (Tabella 14). Leggermente minore l'attività associata alla fascia che va dai 10 ai 15 ° C, ma la differenza tra queste due fasce non è significativa, indicando entrambe, dunque, come associate al comportamento d'attività delle lontre. Si registra, invece, una minore probabilità d'attività nelle fasce più estreme di temperatura, in particolare quelle tra i - 3 ° C ed i 10 ° C ($P < 0,001$) e quelle superiori ai 25 ° C ($P = 0,0027$) (Tabella 14).

La frequenza d'attività è significativamente maggiore nei grandi invasi artificiali che in quelli piccoli ($P < 0,001$), e sempre maggiore nei grandi invasi rispetto agli *habitat* lotici ($P < 0,001$), sebbene in misura leggermente inferiore (vd coefficienti in Tabella 14).

La fase di luna calante è quella in cui si manifesta la minor attività ($P < 0,001$), viceversa una maggiore attività è associata alla luna piena e luna nuova (Tabella 14).

La presenza di vento sembra avere un effetto negativo sull'attività delle lontre ($P < 0,001$) (Tabella 14).

AIC	BIC	LogLik	deviance	
7861	8004	-3910	7819	
Random effects:				
Groups	Variance	Std. Dev.		
Time	0,54	0.73		
T_Obs_hr	0,40	0.63		
fanimal	0,27	0.52		
Number of obs: 6802 groups: Time, 31; T_Obs_hr, 22; fanimal, 14				
Fixed effects:				
	Estimate	Std, Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	1,55450	0,38181	4,071	4,67e-05 ***
fhabitat[T,pond]	-0,70519	0,10136	-6,957	3,47e-12 ***
fhabitat[T,lotic]	-0,32007	0,07506	-4,264	2,00e-05 ***
fseason[T,Dry]	-0,76959	0,31629	-2,433	0,014966 *
flight[T,N]	0,61183	0,12319	4,967	6,81e-07 ***
flight[T,S]	-0,67187	0,16550	-4,060	4,92e-05 ***
fmoon[T,I]	-0,10453	0,08325	-1,256	0,209266
fmoon[T,III]	-0,35666	0,09692	-3,680	0,000233 ***
fmoon[T,N]	-0,07540	0,09746	-0,774	0,439133
fTemp[T,1]	-0,31096	0,13187	-2,358	0,018369 *
fTemp[T,2]	-0,68172	0,22758	-2,995	0,002741 **
fTemp[T,3]	-0,75094	0,15867	-4,733	2,22e-06 ***
fTemp[T,4]	-0,65689	0,12737	-5,157	2,51e-07 ***
fTemp[T,5]	-0,10834	0,09692	-1,118	0,263626
fwind3[T,1]	-0,25578	0,07126	-3,589	0,000332 ***
fwind3[T,2]	-0,14840	0,08692	-1,707	0,087758 ,
fseason[T,Wet]:flight[T,N]	0,71614	0,16665	4,297	1,73e-05 ***
fseason[T,Wet]:flight[T,S]	0,01374	0,23790	0,058	0,953948

Tab. 14 GLMM della probabilità di rinvenire una lontra in attività, applicato ai *fix* provenienti dalle sessioni di monitoraggio continuato.

GLMM of the probability of finding an otter in activity, applied to the fixes collected during the continuous monitoring sessions.

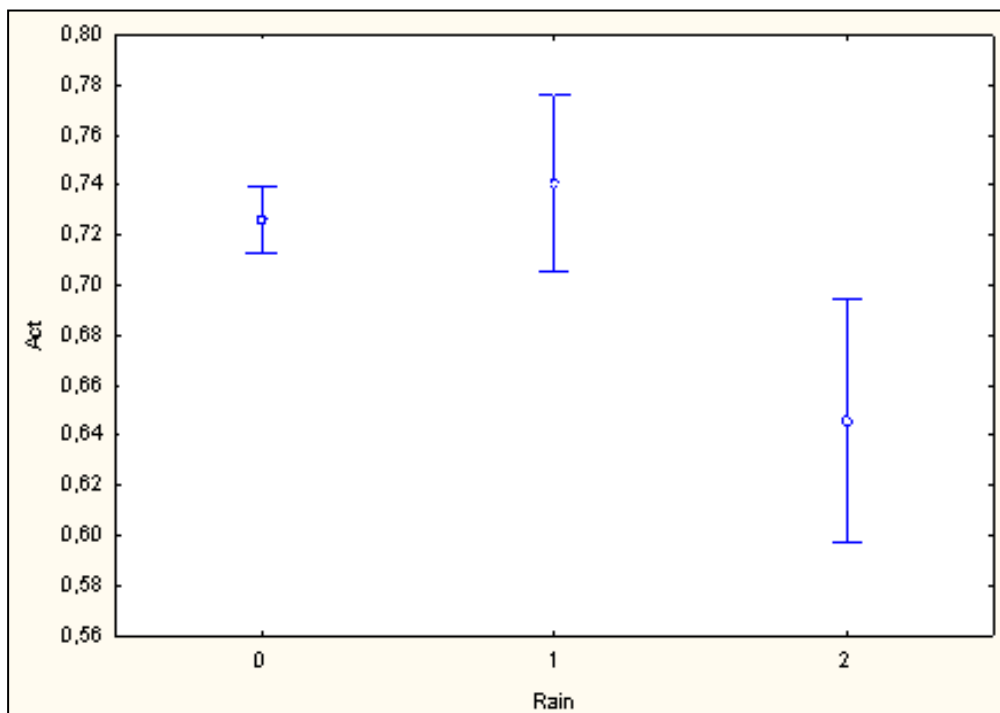


Fig. 71 Frequenza d'attività in 3 classi di piovosità: (0) = assente; (1) = piovuto il giorno precedente o in precedenza ma non nel momento del rilevamento; (2) = pioggia presente al momento del rilevamento.
Frequency of activity in 3 classes of precipitation: (0) = absent (1) = rained the previous day or earlier but not at the time of fix detection, (2) = rain present during fix detection.

4.5 Movimenti

4.5.1 Pattern generali

Nel corso di una singola notte (riferendosi soltanto alle sessioni di monitoraggio di durata simile e pertanto comparabile, ovvero dalle 10 alle 14 ore; $N = 54$), la porzione d'*home-range* utilizzata (*HR_cycle*) da parte delle lontre monitorate è stata in media di 3,7 km (DS = 2,9; intervallo: 0 – 13,1), il *Final Net Displacement* di 2 km (DS = 2,8; intervallo: 0 – 12,1) e la *Final Cumulative Distance* di 8,2 km (DS = 5,2; intervallo: 0 – 24,2), per un indice di rivisita (*Revisit Index*) che varia da 0 a 4,23 (media = 2,44; DS = 0,91).

Se, però, si contano anche sessioni di monitoraggio della durata inferiore alle 14 ore ($N = 212$), i valori massimi di *HR_cycle*, di *Final Net Displacement* e del *Revisit Index* documentati diventano rispettivamente di 14,3 km (in una sessione di 7,75 ore), 22,9 km (6 ore) e 5,94 (8 ore).

Per uniformare il calcolo dei parametri di movimento tra tutte le sessioni di monitoraggio (anche quelle molto brevi; N = 231), si è relativizzato i parametri di movimenti all'ora. In questo modo, le lontre hanno utilizzato, in media, una porzione di circa 380,5 m di HR all'ora per notte (DS = 363; intervallo: 0 - 2242,3) (*HR/h*), si sono spostate di 262,6 m all'ora (DS = 386,2; intervallo: 0 - 3823,9) dal punto di inizio sessione di monitoraggio (*Net Displacement/h*), ed hanno effettuato movimenti complessivi (*Cumulative Distance/h*) per circa 682,1 m all'ora (DS = 577,2; intervallo: 0 - 3013,2), per un indice di rivisita (*Revisit Index*) che varia da 0 a 7,67 (media = 2,04; DS = 1,08).

Tra una radio-localizzazione e l'altra (ogni 15 minuti) (dunque analizzando i *pattern* di movimento utilizzando la singola localizzazione - *fix_Cycle* - come unità), gli animali monitorati hanno compiuto spostamenti medi (*StepLenght*) di 183 m (DS = 355; range: 0-4271; N = 5609), ad una velocità media di 712 m/h (DS = 1308; intervallo: 0 - 16325) (o 0,21 m/s; DS = 0,40; intervallo: 0 - 4,75) (N = 5904) (Tabella 15).

L' *HR_cycle* è positivamente correlato al *FND* ed alla *FCD*. Il *Revisit Index* è negativamente correlato con *FND* e positivamente con *FCD* (Tabella 15).

I valori medi di *FND* e *FCD* mostrati da uno stesso individuo e sessione di monitoraggio differiscono tra loro, con i primi significativamente minori (T test per dati appaiati: -13,1; df = 229; P < 0,0001), pur essendo le due variabili correlate (Tabella 15).

Tutte le lontre monitorate (N = 19 includendo anche quelle marcate con zainetto GPS) hanno mostrato un'elevata fedeltà all'*habitat* acquatico, testimoniata dalla bassissima distanza media rilevata tra tutte le localizzazioni (N = 10286) e l'acqua (media = 19 m; DS = 25; intervallo: 0 - 521). Soltanto raramente, invece, sono stati documentati dei movimenti extra-ripariali, con la massima distanza totale coperta equivalente a circa 0,8 km.

Nei grandi invasi artificiali, sebbene le lontre abbiano cacciato quasi esclusivamente entro poche decine di metri (non più di 20-30) dalle sponde, sovente sono state localizzate mentre attraversavano trasversalmente gli invasi da una sponda all'altra, in modo diretto e veloce.

		HR	FNetD	FCumulD	Rev Ind
HR	R	1			
	P				
FNetD	R	0,81	1,00		
	P	< 0,0001			
FCumulD	R	0,87	0,53		
	P	< 0,0001	< 0,0001		
Rev Ind	R	-0,09	-0,22	0,25	1,00
	P	0,166	0,001	< 0,0001	

Tab. 15 Matrice di correlazione di Pearson tra i 4 parametri di movimento rilevate durante le sessioni di monitoraggio continuato (N =230).

Pearson correlation matrix among the 4 parameters of movement registered during the continuous monitoring sessions (N = 230).

4.5.2 Differenze interindividuali e legate al sesso e all'età

I diversi individui hanno mostrato dei *pattern* della *StepLength* eterogenei (Kruskal-Wallis test: H (13, N= 5580) = 302,5300; P = 0,000). In particolare, M9 mostra un utilizzo dello spazio più dispendioso di tutti, con una *StepLength* ben superiore alla media (Figura 72), seguito da F5, F6 e M5, mentre le distanze più brevi sono ricoperte da F13, F4 ed F3 (Figura 72) (Tabella 16).

I maschi hanno tutti i parametri di movimento maggiori, in media, rispetto alle femmine, sebbene per ciò che concerne la *Cumulative Distance* la relazione non sia significativa (Tabelle 17 e 18).

Per quanto riguarda i valori massimi della *Cumulative Distance* e della velocità, però, sono le femmine ad aver mostrato mediamente valori superiori rispetto ai maschi (Tabelle 17 e 18).

Se si guarda ai parametri relativizzati ad un'ora di monitoraggio, gli individui subadulti (N = 104) utilizzano, in media, porzioni di HR (*HR_cycle_h*) maggiori ed intraprendono movimenti cumulativi (*Cumulative Distance_h*) maggiori (rispettivamente: U = 5186; Z = -2,54; P = 0,011 e U = 4615; Z = -3,69; P = 0,001) rispetto agli adulti (N = 124), mentre non si riscontrano differenze significative per quanto riguarda il *Net Displacement_h* (P = 0,71).

Le stesse analisi condotte sul sesso, confermano la significatività di questa variabile, anche per quanto riguarda la *Cumulative Distance_h*, sempre maggiore nei maschi (U = 4324; Z = 4,36; P < 0,0001).

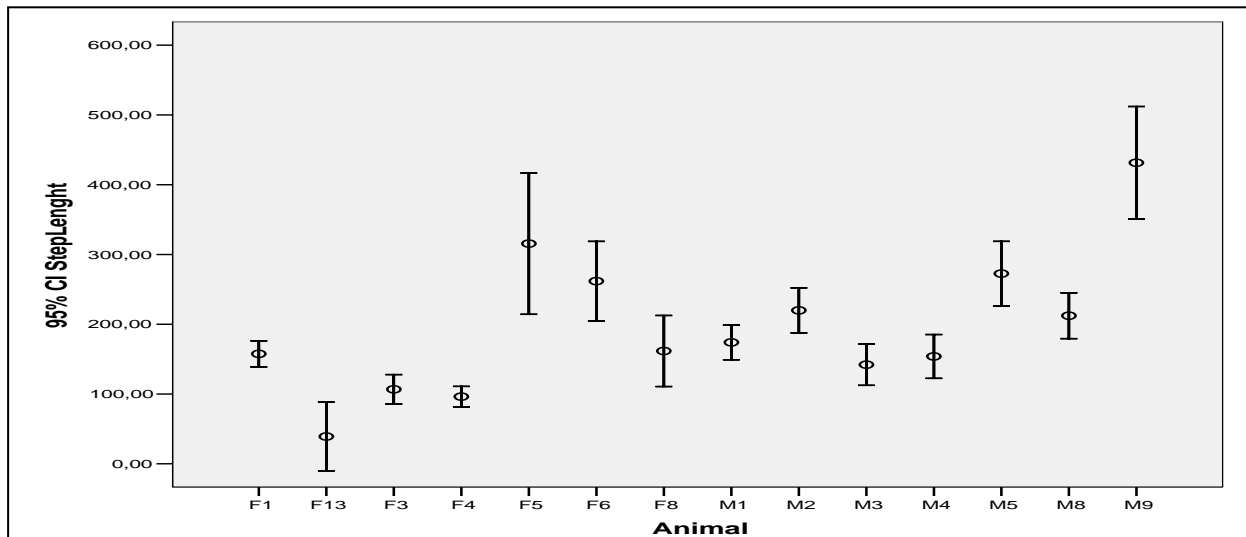


Fig. 72 Distanze medie (in m) percorse tra una localizzazione e la successiva (*StepLength*) dai vari individui marcati e intervalli di confidenza al 95 %.

Average distance (in m) traveled between two successive fixes (StepLength) by the various monitored individuals and their 95% confidence intervals.

Ani	F1	F3	F4	F5	F6	F8	F13	M1	M2	M3	M4	M5	M8	M9
male	R:25	R:24	R:23	R:33	R:31	R:29	R:19	R:28	R:29	R:27	R:27	R:32	R:31	R:38
	57,1	06,3	32,1	07,7	67,7	05,4	13,5	82,0	86,1	40,8	20,7	21,4	18,4	14,8
F1		1,000	0,434	0,000	0,000	0,943	1,000	0,025	0,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,000
F3	1,000		1,000	0,000	0,000	0,046	1,000	0,000	0,000	0,221	0,172	0,000	0,000	0,000
F4	0,434	1,000		0,000	0,000	0,004	1,000	0,000	0,000	0,013	0,007	0,000	0,000	0,000
F5	0,000	0,000	0,000		1,000	1,000	0,260	0,582	1,000	0,044	0,016	1,000	1,000	0,397
F6	0,000	0,000	0,000	1,000		1,000	0,566	1,000	1,000	0,138	0,040	1,000	1,000	0,002
F8	0,943	0,046	0,004	1,000	1,000		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,000
F13	1,000	1,000	1,000	0,260	0,566	1,000		1,000	1,000	1,000	1,000	0,361	0,718	0,003
M1	0,025	0,000	0,000	0,582	1,000	1,000	1,000		1,000	1,000	1,000	0,180	1,000	0,000
M2	0,000	0,000	0,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000		1,000	1,000	1,000	1,000	0,000
M3	1,000	0,221	0,013	0,044	0,138	1,000	1,000	1,000	1,000		1,000	0,005	0,111	0,000
M4	1,000	0,172	0,007	0,016	0,040	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000		0,001	0,021	0,000
M5	0,000	0,000	0,000	1,000	1,000	1,000	0,361	0,180	1,000	0,005	0,001		1,000	0,002
M8	0,000	0,000	0,000	1,000	1,000	1,000	0,718	1,000	1,000	0,111	0,021	1,000		0,000
M9	0,000	0,000	0,000	0,397	0,002	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	

Tab. 16 Valori di probabilità (a 2 code) delle comparazioni multiple del test di Kruskal-Wallis condotto sulla *StepLength* degli individui monitorati. In neretto i valori significativi.

Probability values (2-tailed) of the multiple comparisons of the Kruskal-Wallis test performed on the StepLength of the individual otters. Significant values in bold.

			HR_cycle (m)	Final Net_D (m)	Final Cumul_D (m)
Sex	F (N=25)	Mean	2889	1254	7037
		SD	2008	1419	5148
		Max	8688	5070	24151
		Min	0,0	0	0
	M (N=28)	Mean	4477	2688	9072
		SD	3438	3478	4979
		Max	13096	12068	19006
		Min	0,0	0	1641
T, df and P values (Δ F-M)			-2,02; 51; 0,044	-1,92; 51; 0,000	-1,46; 51; 0,501
Total	Total (N=53)	Mean	3728	2012	8112
		SD	2939	2781	5114
		Max	13096	12068	24151
		Min	0,0	0	0

Tab. 17 *Pattern* di movimento nei due sessi e su tutti gli animali (Total) e valori del T test, gradi di libertà (df) e significatività associata, calcolati per sessione di monitoraggio continuato e per animale. In neretto i valori significativi.

HR_cycle = porzione (in termini di estensione lineare) di reticolo idrografico utilizzata durante ogni sessione di monitoraggio (m); **NeT_D** = la distanza tra il primo rilevamento e quello finale (m); **Cumul_D** = distanza cumulativa percorsa durante l'intero ciclo (m).

*Movement patterns in both sexes and of all animals (Total) and values of the T test, degrees of freedom (df) and associated significance, calculated per continuous monitoring session and per animal. Significant values in bold. **HR_cycle** = portion (in terms of linear extension) of the hydrographic network used during each monitoring session (m), **NeT_D** = distance between the first and final location (m), **Cumul_D** = cumulative distance traveled during the entire cycle (m).*

			StepL (m)	Speed (m/h)
Sex	F	Mean	150	572,2
		SD	320	1173,1
		Max	4023	16091,3
		Min	0,0	0,0
		N	2853	2990
	M	Mean	213	845,5
		SD	377	1386,0
		Max	4271	13837,8
		Min	0,0	0,0
		N	2727	2885
T, df and P values (Δ F-M)			-6,83; 5578; < 0,0001	-8,17; 5873; < 0,0001
Total	Total	Mean	181	706,4
		SD	350	1289,2
		Max	4271	16091,3
		Min	0,0	0,0
		N	5580	5875

Tab. 18 *Pattern* di movimento nei due sessi e in tutti gli animali (Total) e valori del T test, gradi di libertà (df) e significatività associata, calcolati considerando ogni *fix* come unità campione. In neretto i valori significativi.

StepLenght = distanza percorsa tra due rilevamenti successivi (m); **Speed** = velocità dell'animale (m/h).

Movement patterns in both sexes and in all animals (Total) and values of the T test, degrees of freedom (df) and associated significance, as calculated by considering each fix as sample unit. Significant values in bold.

StepLenght = distance traveled between two consecutive (m), **Speed** = speed of the animal (m / h).

4.5.3 Movimenti stagionali e loro relazione con la disponibilità d'acqua

Tutti i parametri di movimento degli animali monitorati, ad eccezione della *Cumulative Distance*, sono nettamente maggiori, in termini medi, durante la stagione umida che in quella secca (Tabelle 19 e 20).

Il *Revisit Index* è, invece, significativamente maggiore nella stagione secca che in quella umida (U = 200; Z = -2,64; P = 0,008; N = 53) (Figura 73).

			HR_cycle (m)	Net_D (m)	Cumul_D (m)
Season	Wet (N=29)	Mean	4467	2648	8998
		SD	3455	3287	5591
		Max	13096	12068	24151
		Min	0,0	0,0	0,0
	Dry (N=24)	Mean	2835	1243	7042
		SD	1866	1788	4347
		Max	6773	6498	15588
		Min	276	0,0	975
T and P values (Δ Wet-Dry) (df = 51)			2,07; 0,032	1,87; 0,028	1,40; 0,449
Total	Total (N=53)	Mean	3728	2012	8112
		SD	2939	2781	5114
		Max	13096	12068	24151
		Min	0,0	0,0	0,0

Tab. 19 *Pattern* di movimento nelle due stagioni e nell'intero periodo di campionamento (Total) e valori del T test, gradi di libertà (df) e significatività associata, calcolati per ciclo e per animale. In neretto i valori significativi.

HR_cycle = porzione (in termini di estensione lineare) di reticolo idrografico utilizzata durante ogni sessione di monitoraggio (m); **NeT_D** = la distanza tra il primo rilevamento e quello finale (m); **Cumul_D** = distanza cumulativa percorsa durante il ciclo (m).

Movement patterns in the two seasons and throughout the sampling period (Total) and values of the T test, degrees of freedom (df) and associated significance, calculated per cycle and per animal. Significant values in bold. HR_cycle = portion (in terms of linear extension) of the hydrographic network used during each monitoring session (m), NeT_D = the distance between the first and final location (m), Cumul_D = cumulative distance traveled during the cycle (m).

			StepL (m)	Speed (m/h)	
Season	Wet	Mean	202	780	
		SD	360	1294	
		Max	4271	16091	
		Min	0,0	0,0	
				2770	2873
	Dry	Mean	159	636	
		SD	339	1283	
		Max	4172	12263	
Min		0,0	0,0		
			2796	2988	
T, df and P values (Δ Wet-Dry)			4,54; 5564; < 0,0001	4,28; 5859; 0,003	

Tab. 20 *Pattern* di movimento nelle due stagioni e nell'intero periodo di campionamento (Total) e valori del T test, gradi di libertà (df) e significatività associata, calcolati con ogni singolo *fix* come unità campione. In neretto i valori significativi. **StepLenght** = distanza percorsa tra rilevamenti successivi (m); **Speed** = velocità dell'animale (m/h).

Movement patterns in the two seasons and throughout the sampling period (Total) and values of the T test, degrees of freedom (df) and significance associated with each calculated as a sample unit fixes. Significant values in bold. StepLenght = distance traveled between successive locations (m), Speed = speed of the animal (m / h).

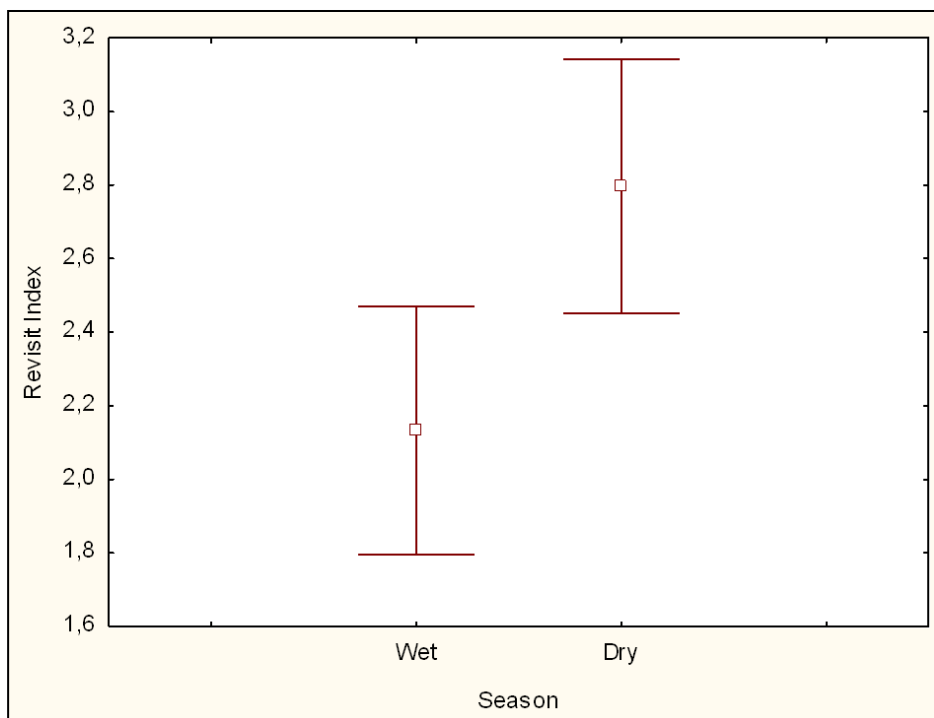


Fig. 73 Medie e intervalli di confidenza al 95 % del *Revisit Index* nelle due stagioni, umida (Wet) e secca (Dry).
Means and 95% confidence intervals of the Revisit Index during the wet and dry season.

Un modello di ANOVA fattoriale (Adjusted R² = 0,10; df = 7; P < 0,0001) mostra che la stagionalità complica le relazioni tra i parametri di movimenti relativizzati all'ora e le variabili sesso ed età. In questo modello, infatti, la *Cumulative Distance_h* varia non soltanto in base al sesso (maschi con spostamenti maggiori; P = 0,008), e alla stagione (maggior ampiezza di spostamenti durante la stagione umida: P = 0,020), ma anche all'interazione tra sesso ed età (P = 0,017) (Figura 74) e tra sesso, età e stagione (P = 0,028) (Figura 75) (Tabella 21).

In particolare, dunque, i maschi adulti sono quelli più dispersivi nelle loro modalità di utilizzo dello spazio, mentre vi sono poche differenze tra i due sessi all'interno della categoria *subadult*. I maschi adulti, inoltre, mostrano un utilizzo dello spazio più ampio soprattutto durante la stagione umida, durante la quale anche le femmine subadulte mostrano spostamenti più cospicui dei loro corrispettivi nella stagione secca (Figura 75).

Lo stesso si verifica anche per *Hr_cycle_h* e *Net Displacement_h*, ma, essendo i risultati ed i grafici quasi identici, vengono riportati solo quelli inerenti la prima variabile (*Cumulative Distance_h*).

Analisi di correlazione di Spearman rivelano che i parametri di movimento sono correlati con una serie di variabili indicanti la disponibilità dell'acqua precedentemente descritti.

In particolare, la media della proporzione di *home-range* occupata da una lontra durante una notte di monitoraggio (*HR_Cycle*) ed i corrispettivi *Net Displacement* e *Cumulative Distance* risultano positivamente correlati con il numero di pozze presenti all'interno dell'*home-range* stagionale dell'animale considerato, con i metri e la proporzione di pozze sul transetto effettuato, i metri di tratti con acqua e la loro proporzione (N = 21) (Tabella 22); mentre il *Revisit Index* è negativamente relazionato con i metri e la proporzione di pozze; la loro lunghezza e la variabilità di quest'ultima; la loro area, i metri e la proporzione dei tratti con acqua; la loro larghezza, profondità, area e volume medi e la variabilità di questi ultimi tre (N = 21) (Tabella 22).

I tratti in secca, invece, sembrano condizionare negativamente (contrarre) i movimenti delle lontre, sebbene in maniera soltanto quasi significativa (Tabella 22). In particolare, le relazioni che riguardano la proporzione di secca sul transetto effettuato e la lunghezza media dei tratti in secca sono di segno negativo per i primi tre parametri di movimento e positivo per il *Revisit Index* (Tabella 22).

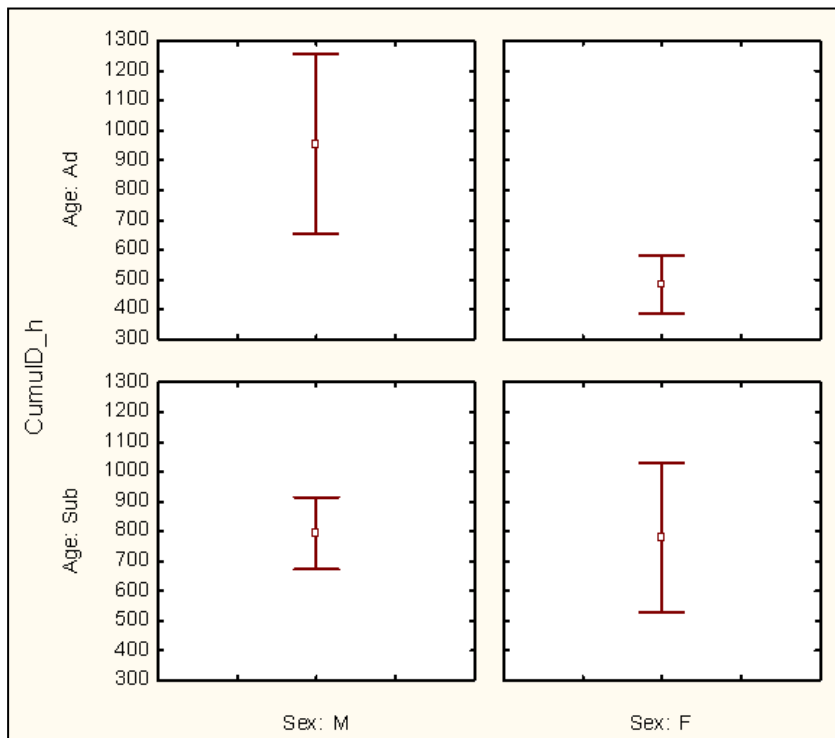


Fig. 74 Medie (in m) e intervalli di confidenza al 95 % della *Cumulative Distance_h* in due classi d'età e nei due sessi. I grafici riguardanti gli altri 2 parametri di movimento sono quasi identici e perciò non riportati.
Average (in m) and 95% confidence intervals of the Cumulative Distance_h in two age categories and both sexes. The graphs for the other 2 movement parameters are almost identical and therefore not reported.

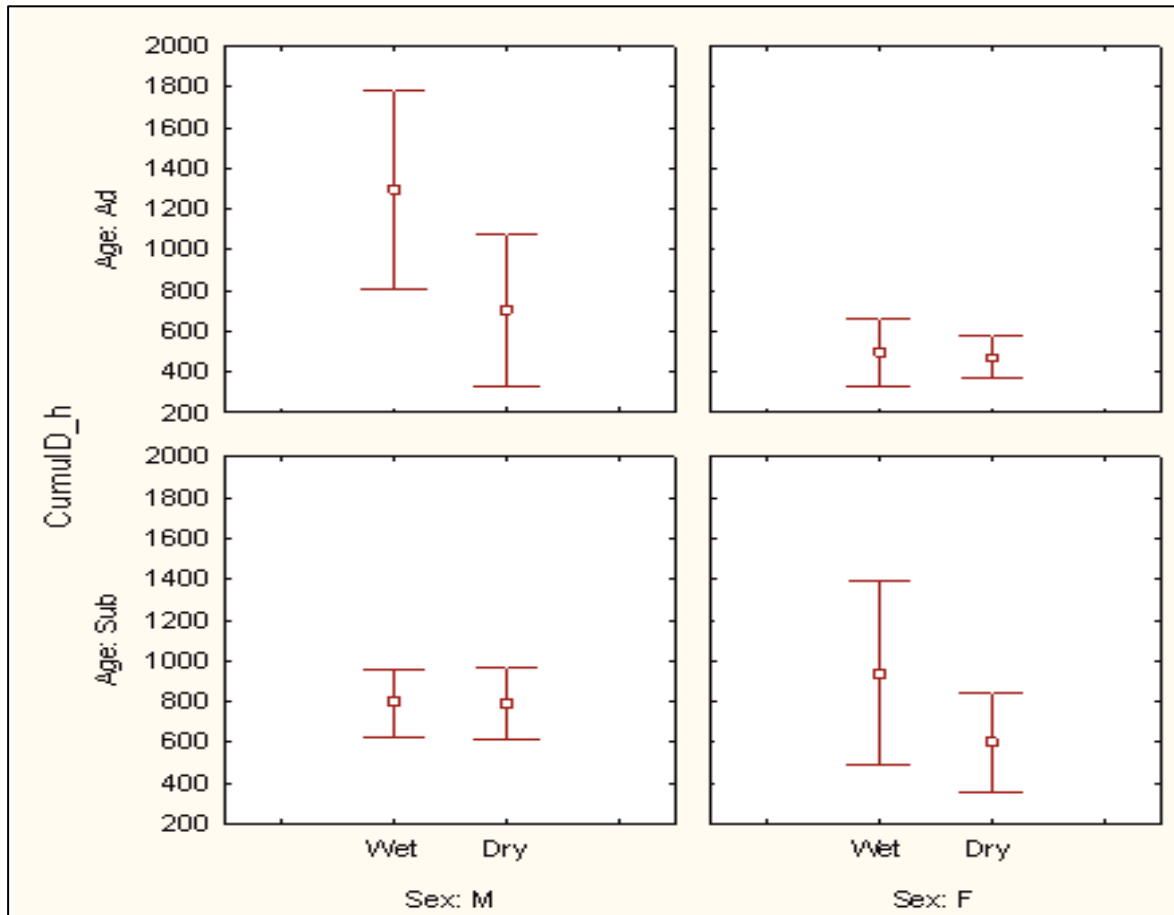


Fig. 75 Medie e intervalli di confidenza al 95 % della *Cumulative Distance_h* in due classi d'età e nei due sessi e nelle due stagioni, umida (Wet) e secca (Dry). I grafici riguardanti gli altri 2 parametri di movimento sono quasi identici e perciò non riportati.

Average and 95% confidence intervals of the Cumulative Distance_h in two age category, in both sexes and in two seasons, wet and dry. The graphs for the other 2 movement parameters are almost identical and therefore not reported.

	Adjusted R ²	SS Model	Df Model	SS Residual	Df Residual	F	P
	0,10	9669717	7	66269165	220	4,59	0,000
	Level of Effect	Param	Std. Err.	t	P	-95,00% Cnf Lmt	+95,00% Cnf Lmt
Intercept		761,61	50,99	14,94	0,000	661,13	862,09
Age	Ad	-19,54	50,99	-0,38	0,702	-120,02	80,94
Sex	M	135,77	50,99	2,66	0,008	35,29	236,25
Season	Wet	119,49	50,99	2,34	0,020	19,01	219,98
Age*Sex	1	122,59	50,99	2,40	0,017	22,11	223,08
Age*Season	1	34,55	50,99	0,68	0,499	-65,93	135,04
Sex*Season	1	29,06	50,99	0,57	0,569	-71,42	129,54
Age*Sex*Season	1	113,09	50,99	2,22	0,028	12,61	213,57

Tab. 21 Modello di Anova Fattoriale con *Cumulative Distance_h* come variabile dipendente (N = 228).
Factorial ANOVA model with Cumulative Distance_h as the dependent variable (N = 228).

	n_pool	m_pool	% Pool	% Drought	Av. drought lenght	SD pool lenght	Av. pool area	m_water	% water	Av. water width	SD water depth	Av. water area	SD water area	Av. water volume	SD water volume	
Av.HR_Cycle_12h	Rs	0,68	0,72	0,51	-0,34	-0,34	0,21	0,15	0,68	0,41	0,32	0,30	0,25	0,33	0,27	0,37
	P	<u>0,001</u>	<u>0,000</u>	<u>0,017</u>	0,130	0,133	0,360	0,526	<u>0,001</u>	0,064*	0,163	0,181	0,265	0,149	0,234	0,095*
Av.NetID_12h	Rs	0,51	0,61	0,33	-0,43	-0,40	0,22	-0,01	0,62	0,45	0,14	0,37	0,20	0,25	0,28	0,38
	P	<u>0,019</u>	<u>0,003</u>	0,141	0,052*	0,074*	0,328	0,964	<u>0,003</u>	<u>0,041</u>	0,542	0,101	0,375	0,265	0,220	0,085*
Av.CumulID_12h	Rs	0,57	0,63	0,36	-0,39	-0,32	0,15	0,17	0,66	0,37	0,32	0,31	0,25	0,27	0,29	0,34
	P	<u>0,007</u>	<u>0,002</u>	0,114	0,081*	0,163	0,507	0,461	<u>0,001</u>	0,100	0,152	0,170	0,271	0,243	0,209	0,133
Av.RevIndex_12h	Rs	-0,31	-0,60	-0,70	0,40	0,38	-0,54	-0,43	-0,59	-0,56	-0,46	-0,50	-0,52	-0,60	-0,53	-0,60
	P	0,165	<u>0,004</u>	<u>0,000</u>	0,070*	0,086*	<u>0,012</u>	<u>0,050</u>	<u>0,005</u>	<u>0,008</u>	<u>0,037</u>	<u>0,021</u>	<u>0,016</u>	<u>0,004</u>	<u>0,013</u>	<u>0,004</u>

Tab. 22 Risultati delle analisi di correlazione di Spearman tra i valori medi dell'HR_Cycle, del Net Displacement, della Cumulative Distance e del Revisit Index calcolati solo sulle sessioni di monitoraggio che hanno riguardato l'intera notte e che hanno avuto una durata simile (dalle 10 alle 14 ore. N = 21) e alcuni parametri rappresentativi della disponibilità d'acqua all'interno degli home-range stagionali delle lontre monitorate. I valori sottolineati sono quelli risultati significativi, mentre l'asterisco (*) indica valori vicini alla soglia della significatività ($\alpha = 0,05$). Spearman rank correlations between the mean values of HR_Cycle, Net Displacement, Cumulative Distance, and the Revisit Index calculated only on the monitoring sessions that concerned the entire night and had a similar duration (from 10 to 14 hours. N = 21) and some parameters representative of the availability of water within the seasonal home ranges of monitored otters. Significant values are underlined, while the asterisk (*) indicates values close to the chosen threshold of significance ($\alpha = 0,05$).

4.5.4 Ampiezza degli spostamenti delle lontre

Il GLMM con *Step_log* come variabile di risposta, che chiameremo GLMM_M (Movimenti), ha selezionato come variabili aventi un effetto significativo il sesso e l'età (stimata) dell'animale monitorato, le interazioni di II e III livello tra stagione, sesso ed età, la fase notturna (tramonto, notte e alba) e la stagione; e, come variabili casuali, il tempo d'osservazione, la data e l'individuo (Tabella 23), con una deviazione standard rispettivamente di 1,55, 0,99 e 0,26 (grafici di validazione in Appendice 11).

La formula è la seguente: $Step_log \sim flight + fseason * fsex * fage + (1 | T_Obs_hr) + (1 | fDate) + (1 | fanimal)$.

A differenza del modello sull'attività, né temperatura né luna né alcuna variabile climatico meteorologica risultano associate all'ampiezza degli spostamenti intrapresi dalle lontre.

L'entità dei movimenti degli individui monitorati risulta, piuttosto, significativamente legata essenzialmente ai parametri biologici, quali il sesso, l'età dell'animale marcato e l'interazione di questi due con la stagione (Tabella 23).

Si osserva, inoltre, una certa variabilità legata al periodo del giorno (Tabella 23). I maggiori spostamenti si ottengono, infatti, indistintamente nelle ore della notte e all'alba, mentre durante il tramonto essi sono minori che all'alba; tuttavia, essendo il valore di significatività addirittura superiore allo 0,05 ($P = 0,08$), tale effetto è da interpretarsi con cautela, per i motivi spiegati per il precedente modello. Tale variabile (periodo del giorno) è stata comunque lasciata nel modello finale in quanto la sua eliminazione provocava un aumento considerevole nell'AIC del modello.

AIC	BIC	LogLik	deviance	REMLdev
27521	27621	-13745	27481	27491

Random effects:

Groups	Variance	Std. Dev.
Date	0,99	0,99
T_Obs_hr	2,41	1,55
fanimal	0,07	0,26

Number of obs: 5860 **groups:** Time, 283; T_Obs_hr, 22; fanimal, 14

Fixed effects:	Estimate	Std, Error	z value	P(> z)
(Intercept)	4,7977	0,5712	8,399	0 ***
fseason[T,Wet]	0,2562	0,1947	1,316	0,1317
flight[T,DW]	0,2772	0,2976	0,931	0,3607
flight[T,N]	0,2589	0,2817	0,919	0,3796
flight[T,S]	-0,5197	0,3065	-1,696	<u>0,0872</u>
fsex[T,M]	0,7969	0,3502	2,275	<u>0,0832</u>
fage[T,Sub]	0,7557	0,4661	1,621	0,1481
fseason[T,Wet]:fsex[T,M]	1,5108	0,3645	4,145	0***
fseason[T,Wet]:fage[T,Sub]	0,4875	0,5579	0,874	0,3351
fsex[T,M]:fage[T,Sub]	-0,8599	0,5761	-1,493	0,2272
fseason[T,Wet]:fsex[T,M]:fage[T,Sub]	-1,5823	0,6817	-2,321	0,0129*

Tab. 23 GLMM dell'ampiezza degli spostamenti (*Step_log*) delle lontre tra una radio-localizzazione e la successiva, applicato ai *fix* provenienti dalle sessioni di monitoraggio continuato. I valori sottolineati sono vicini alla significatività e sono stati lasciati nel modello finale in quanto la loro eliminazione provocava un aumento considerevole nell'AIC del modello.

GLMM on otter amplitude of movements (Step_Log) between successive radio-locations applied to fixes coming from continuous monitoring sessions. Underlined values are close to the significance and were left in the final model because their removal caused a significant increase in the model AIC.

4.6 Uso e selezione dell'*habitat*

4.6.1 Preferenza d'*habitat*

Il procedimento di selezione del miglior modello ha selezionato il seguente modello per i *fix* totali (che chiameremo “Modello Generale” o GM):

$\text{Fix_bin} \sim \log_d\text{RS} + \text{fseas} * \text{fhab} + \log_d\text{dam} + \text{fseas} * \text{fperpool_300} + \log_d\text{HCNB} + \log_d\text{HRBord} + \log_d\text{Iroad} + (1 | \text{fanim}) + (1 | \text{FiD})$.

Ed il seguente per quanto riguarda le sole radio-localizzazioni in attività (“Modello sull'Attività” o AM):

$\text{Fix_A_bin} \sim \log_d\text{RS} + \text{fseas} * \text{fhab} + \log_d\text{dam} + \text{fseas} * \text{fperpool_300} + \log_d\text{HCNB} + \log_d\text{confl} + \log_d\text{HRBord} + \log_d\text{Iroad} + (1 | \text{fanim}) + (1 | \text{FiD})$.

Il GM e l'AM hanno riguardato rispettivamente un campione di 2167 e 1995 unità. In entrambi i casi, il numero di sezioni di 100 m interessate è stato di 1496, corrispondente a 149,6 km di reticolo idrografico.

In entrambi i modelli sono stati selezionati il numero della sezione (FiD) e l'individuo (fanim) come variabili casuali, con il primo che presenta una certa variabilità soprattutto nel AM (DS = 0,40), mentre nel GM la correlazione spaziale tra le sezioni del reticolo sembra quasi inesistente (DS = 0,00). La variabilità associata alle idiosincrasie individuali è, invece, moderata e costante in entrambi i modelli (DS= 0,42 nel GM e 0,32 nel AM) (Tabelle 24 e 25).

La probabilità che una lontra visiti una determinata sezione all'interno del suo *home-range* (modello GM) sembra essere influenzata in ordine di importanza (in base alle stime dei coefficienti ottenute – Tabella 24) da:

1. la distanza dal più vicino **rifugio diurno** noto ($P < 0,0001$), essendo la relazione di segno negativo (ad una maggiore distanza corrisponde una minore probabilità di visita della lontra);
2. la **tipologia d'habitat**, essendo la classe “*canal*” quella significativamente meno visitata rispetto alle restanti tre ($P < 0,0001$ in tutti e tre i casi). La relazione tra probabilità di visita e tipologia d'habitat dipende dalla **stagione** come indicato da un'**interazione** selezionata dal modello. In particolare, sembra che i *pond* siano maggiormente visitati durante la stagione secca ($P = 0,01$), mentre i *river* meno (sebbene quest'ultima relazione sia risultata soltanto marginalmente significativa – $P = 0,04$ – e come tale non si ritiene molto affidabile – vedi paragrafo Analisi);

3. l'interazione tra **stagione** e **presenza**, nel raggio di 300 m, di una **pozza perenne** (con acqua nel corso di tutta la durata del monitoraggio) ($P < 0,0001$). La presenza di tale tipologia di pozza, dunque, è associata ad una maggiore probabilità di visita da parte della lontra durante la stagione secca;
4. la distanza dal sito a maggiore **biomassa di gambero** ($P < 0,0001$), essendo la relazione di segno negativo (ad una maggiore distanza corrisponde una minore probabilità di visita della lontra). Da notare che le distanze dai siti a maggiore biomassa di gambero e di pesce sono risultate correlate nelle indagini esplorative, per cui nel modello è stata inserita solo la prima (preferita a quella del pesce in quanto presentava un minor numero di valori mancanti). Il risultato sull'influenza della distanza dal sito a più elevata biomassa di gambero è pertanto da leggersi come probabilmente estendibile anche al sito di maggior biomassa di pesce, indicando, dunque, ad un livello più generale l'influenza dell'abbondanza di entrambe le tipologie di preda sul comportamento della lontra;
5. la distanza dalla **diga** più vicina ($P < 0,0001$), essendo la relazione di segno negativo (ad una maggiore distanza corrisponde una minore probabilità di visita della lontra);
6. la distanza dalla più vicina **strada asfaltata** (ad una maggiore distanza dalla strada corrisponde una maggiore probabilità di visita della lontra - $P < 0,0001$);
7. la distanza dai **margini dell'home-range** ($P < 0,0001$), con la relazione di segno negativo (ad una maggiore distanza dai margini dell'HR corrisponde una minore probabilità di visita della lontra).

AIC	BIC	logLik	deviance
1580	1676	-772,9	1546

Random effects:

Groups Name	Variance	Std.Dev.
FiD (Intercept)	2,4028e-12	1,5501e-06
fanim (Intercept)	1,7829e-01	4,2225e-01

Number of obs: 2167, **groups (FiD):** 1496; **fanim:** 10

Fixed effects:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	8,83951	1,06395	8,308	< 2e-16 ***
log_dRS	-1,88636	0,12564	-15,014	< 2e-16 ***
fseas[T.1]	-0,55426	0,29665	-1,868	<u>0,061706</u>
fhab[T.dam]	1,68755	0,46758	3,609	0,000307 ***
fhab[T.pond]	1,46472	0,49434	2,963	0,003046 **
fhab[T.river]	1,52660	0,25046	6,095	1,09e-09 ***
log_ddam	-0,69446	0,16192	-4,289	1,80e-05 ***
fperpool_300[T.1]	-0,32253	0,27718	-1,164	0,244579
log_dHCNB	-1,27904	0,15742	-8,125	4,47e-16 ***
log_dHRBord	-0,55874	0,14264	-3,917	8,96e-05 ***
log_dIroad	0,63987	0,17816	3,592	0,000329 ***
fseas[T.1]:fhab[T.dam]	0,07993	0,42179	0,189	0,849704
fseas[T.1]:fhab[T.pond]	1,74697	0,70337	2,484	0,013002 *
fseas[T.1]:fhab[T.river]	-0,72600	0,34936	-2,078	0,037701 *
fseas[T.1]:fperpool_300[T.1]	1,35050	0,39319	3,435	0,000593 ***

Tab. 24 Modello Generale (GM) della preferenza d'*habitat* delle lontre radio-monitorate, applicato al campione totale di *fix* singoli (dunque con gli animali sia in attività che in riposo, generalmente durante il giorno). La variabile di risposta, *Fix_bin*, è stata modellata tramite regressione logistica in un GLMM.

Il valore sottolineato relativo all'effetto della stagione è vicino alla significatività ed è stato lasciato nel modello finale in quanto: era necessario, dal momento che l'interazione tra stagione e *habitat type* è risultata significativa e che la sua eliminazione provocava un aumento considerevole nell'AIC del modello.

General Model (GM) of the preference of habitat by radio-tracked otters, applied to the total sample of fixes (ie with animals both in activity and at rest, the latter usually during the day). The response variable, Fix_bin, was modeled using logistic regression in a GLMM.

The highlighted value of the seasonal effect is close to the significance and was left in the final model necessarily, since the interaction between season and habitat type was significant and its removal caused a significant increase in the model AIC.

Contrariamente all'atteso, non è stata notata una notevole differenza tra le variabili selezionate nei due modelli (GM e AM).

La probabilità che una lontra sia attiva in una determinata sezione all'interno del suo *home-range* (modello AM) è, infatti, condizionata dagli stessi fattori che influenzano anche la probabilità di visita descritti per il GM, e con coefficienti piuttosto simili (Tabella 24 per il GM e Tabella 25 per il AM).

Le maggiori differenze tra i due modelli si devono a:

- un maggiore effetto della **stagione** nel AM, risultata qui significativa ($P = 0.0$), mentre nel GM no ($P = 0.06$);
- la presenza di una variabile in più nel AM, ovvero la distanza dalla **confluenza** più vicina ($P = 0.01$), con un segno negativo che indica che quanto più lontana è la sezione da un sito di confluenza tanto minore è la probabilità che la stessa venga selezionata dalle lontre per la loro attività;
- un diverso ordine di importanza degli effetti delle variabili dovuto a leggere variazioni nelle stime dei loro coefficienti (Tabelle 24 e 25). L'ordine d'importanza delle variabili nel caso dell'AM è, infatti, il seguente:
 1. **tipologia d'habitat**, con una differenza anche nell'ordine all'interno di questa stessa variabile categorica: ora il coefficiente maggiore è associato al *pond*, poi alla *dam* ed al *river*, mentre nel GM l'ordine era *dam*, *river* e *pond* (ad ogni modo queste tre tipologie sono maggiormente selezionate rispetto ai canali in entrambi i modelli);
 2. **interazione** tra **stagione** e **tipologia d'habitat** (che tuttavia stavolta è solo quasi significativa, secondo il valore soglia scelto in sede d'analisi – vedi Metodi);
 3. **interazione** tra **stagione** e **presenza pozza perenne**;
 4. distanza dal più vicino **rifugio diurno** noto;
 5. distanza dal sito a maggiore **biomassa di gambero**;
 6. **stagione**;
 7. distanza dalla **diga** più vicina;
 8. distanza dalla più vicina **strada asfaltata**;
 9. distanza dai **margini dell'home-range**;
 10. distanza dalla **confluenza** più vicina.
- alcune lievi differenze nelle stime dei coefficienti delle stesse variabili, principalmente per quanto riguarda la distanza dal più vicino rifugio diurno noto, rivelatasi maggiore nel GM che nel AM (Tabelle 24 e 25).

AIC	BIC	logLik	deviance
1289	1390	-626,4	1253

Random effects:

Groups Name	Variance	Std.Dev.
FiD (Intercept)	0,16176	0,40219
fanim (Intercept)	0,10437	0,32306

Number of obs: 1995; **groups (FiD):** 1416; **fanim:** 10

Fixed effects:	Estimate	Std. Error	z	Pr(> z)
(Intercept)	8,3271	1,2031	6,921	4,48e-12 ***
log_dRS	-1,4244	0,1467	-9,711	< 2e-16 ***
fseas[T.1]	-0,9484	0,3875	-2,447	0,014385 *
fhab[T.dam]	1,7803	0,5475	3,251	0,001148 **
fhab[T.pond]	1,9345	0,5212	3,712	0,000206 ***
fhab[T.river]	1,6750	0,2958	5,663	1,48e-08 ***
log_ddam	-0,7649	0,1916	-3,993	6,53e-05 ***
fperpool_300[T.1]	-0,2910	0,3039	-0,957	0,338357
log_dHCNB	-1,3999	0,1751	-7,997	1,27e-15 ***
lod_dconfl	-0,4015	0,1576	-2,548	0,010847 *
log_dHRBord	-0,4361	0,1670	-2,611	0,009022 **
log_dIroad	0,6897	0,2085	3,308	0,000940 ***
fseas[T.1]:fhab[T.dam]	0,4709	0,5060	0,931	0,352077
fseas[T.1]:fhab[T.pond]	1,5878	0,7675	2,069	0,038574 *
fseas[T.1]:fhab[T.river]	-0,3715	0,4408	-0,843	0,399435
fseas[T.1]:fperpool_300[T.1]	1,4720	0,4444	3,312	0,000926 ***

Tab. 25 Modello sull'Attività (AM) della preferenza d'*habitat* delle lontre radio-monitorate, applicato soltanto ai *fix* in attività. La variabile di risposta, *Fix_A_bin*, è stata modellata tramite regressione logistica in un GLMM. *Activity Model (AM) of the preference of habitat by radio-tracked otters, applied only to active fixes. The response variable, Fix_A_bin, was modeled using logistic regression in a GLMM.*

4.6.2 Bilancio delle localizzazioni in attività ed in riposo nelle diverse tipologie d'*habitat*

L'attività riscontrata in 1965 localizzazioni singole non è uniformemente distribuita tra le 3 tipologie d'*habitat*, risultando principalmente associata ai torrenti (50 %) ed in secondo luogo ai grandi (36 %) e piccoli invasi artificiali (14 %) ($G = 175,61$; $P < 0,001$). Sommando le percentuali dei due invasi si nota dunque come la proporzione di *fix* in attività ricadenti nei

sistemi lentici e lotici sia in perfetta partità (50 % e 50 %), venendo così a mancare la significatività nella loro differenza.

La frequenza d'attività (numero di *fix* in una categoria d'*habitat* rispetto al totale di rilevamenti in quella categoria) all'interno di ciascuna categoria d'*habitat* non varia significativamente tra gli individui (Kruskall-Wallis test: $P > 0,05$), né in base al sesso o all'età (Mann-Whitney test: $P > 0,05$).

Ciò però è valido se ci si riferisce alla sola frequenza d'attività, dunque non tenendo conto delle localizzazioni in riposo, mentre se si analizza il bilancio di *fix* sia in attività che in riposo, dunque tramite una tabella di contingenza 2x3, si ottengono risultati alquanto diversi. Si nota, infatti, come l'attività venga localizzata in maniera significativamente maggiore rispetto a quanto atteso dal caso soltanto nei grandi invasi artificiali, mentre, viceversa, questi invasi sono associati al comportamento di riposo in misura minore rispetto all'atteso. Torrenti e piccoli invasi, invece, presentano entrambi la condizione opposta: attività e riposo rispettivamente minori e maggiori rispetto all'atteso (Figura 76) (χ^2 di indipendenza = 39,28; $P < 0,001$). Sia per l'attività che per il riposo, però, i componenti individuali del χ^2 sembrano indicare che siano essenzialmente i grandi invasi artificiali a fare la differenza. Sembra, dunque, che per il comportamento d'attività le lontre selezionino le dighe, mentre per il riposo queste vengano evitate, in favore dei torrenti, in primis, e secondariamente dei *pond*.

Analizzando il bilancio di *fix* in attività ed in riposo tramite singole tabelle di contingenza 2x3 (costruite per ogni individuo), sebbene 4 individui su 14 (F1, M1, M3 e M5) rispecchino il *pattern* generale (formando il gruppo più numeroso di animali che presentano comportamenti simili), si possono osservare delle tendenze individuali alquanto differenti, sia dal campione totale sia tra loro stesse (Tabella 26 e Figura 77).

In particolare:

- 1) F3 presenta un'attività ed un riposo rispettivamente minore e maggiore dell'atteso nei grandi invasi artificiali e maggiore e minore in quelli piccoli;
- 2) F4 è attiva ed in riposo quasi esclusivamente in torrenti;
- 3) F5, F13, M2 e M9 sembrano usare lo spazio in modo uniforme, riposando ed essendo attivi nelle tre tipologie d'*habitat* in maniera piuttosto simile rispetto a quanto atteso dal caso

(sebbene F13 sembri incline al *pattern* comune e molto probabilmente non ha prodotto risultati significativi a causa del limitato numero di rilevamenti negli invasi);

- 4) F6 riposa meno dell'atteso nei torrenti, a favore dei piccoli invasi, dove riposa più dell'atteso ma è meno attiva;
- 5) F8 presenta un'inversione di tendenza rispetto alla media, essendo più attiva nei torrenti e riposando più frequentemente nelle dighe, dove è tuttavia meno attiva dell'atteso;
- 6) M4 è anch'esso meno attivo dell'atteso nei grandi invasi e più attivo in compenso nei torrenti e nei piccoli invasi;
- 7) M8 riposa meno nei torrenti a favore dei piccoli invasi, dove è però meno attivo dell'atteso.

Tali differenze sembrano esser proprio dovute a differenze individuali nella selezione d'*habitat* da parte delle singole lontre piuttosto che a differenze imputabili a diversa disponibilità d'*habitat* all'interno dei loro *home-range* (vd anche paragrafo successivo). F13, infatti, ha utilizzato poco sia la diga che i piccoli invasi presenti nel suo *home-range* ed M3 ed M5 hanno mostrato un minore utilizzo dei torrenti nonostante questi rappresentassero una notevole porzione (86 e 69 %) dei loro rispettivi *home-range*. F4, infine, pur avendo ai limiti del proprio *home-range* un grande invaso artificiale non vi è mai stata localizzata ed ha utilizzato solo saltuariamente i piccoli invasi artificiali presenti nel suo territorio.

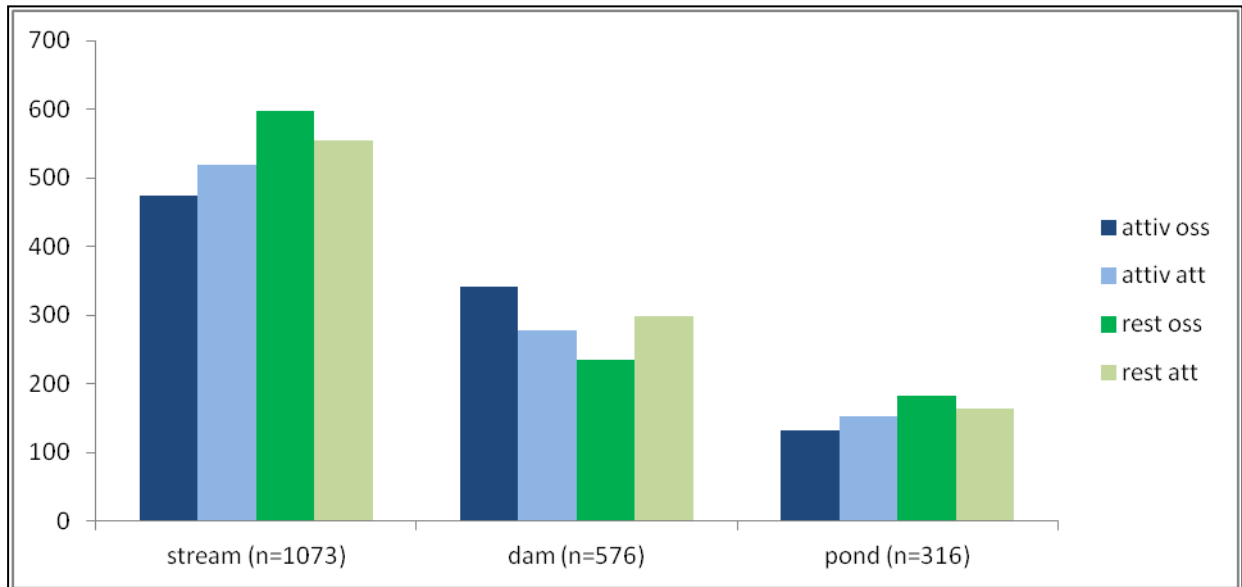


Fig. 76 Numero di *fix* in attività (gradazioni sull'azzurro) ed in riposo (sul verde) osservati (colori accesi) ed i rispettivi valori attesi (colori opachi). In parentesi il numero delle localizzazioni singole totali, rilevate in ciascuna categoria.

Observed (bright colors) number of active fixations (in shades of blue) and at rest (shades of green) and their expected values (opaque color). In brackets the number of fixations detected in each category.

Animal	A_fixes			R_fixes			Tot fixes	P-value
	stream	pond	dam	stream	pond	dam		
F1	92 (103)	18 (25)	44 (26)	109 (98)	31 (24)	7 (25)	301	< 0,001
F3	29 (21)	21 (12)	35 (52)	16 (24)	6 (15)	78 (61)	185	< 0,001
F4*	99	2	0	117	0	0	218	0
F5	42 (47)	14 (10)	35 (33)	54 (49)	7 (11)	33 (35)	185	n.s.
F6	47 (38)	16 (28)	5 (2)	31 (40)	41 (29)	0 (3)	140	< 0,001
F8	15 (12)	3 (2)	21 (26)	8 (12)	0 (2)	31 (26)	78	0,025<P<0,05
F13	20 (23)	0 (0)	6 (3)	20 (17)	0 (0)	0 (3)	46	n.s.
M1	36 (53)	6 (3)	37 (22)	81 (64)	1 (4)	12 (27)	173	< 0,001
M2	38 (37)	5 (8)	24 (22)	39 (40)	11 (8)	22 (24)	139	n.s.
M3	27 (39)	27 (24)	33 (24)	46 (34)	17 (20)	11 (20)	161	< 0,001
M4	28 (23)	9 (5)	13 (21)	17 (22)	1 (5)	28 (20)	96	< 0,001
M5	35 (41)	7 (10)	57 (30)	55 (33)	15 (8)	9 (24)	178	< 0,001
M8	42 (34)	11 (25)	23 (16)	43 (51)	52 (38)	17 (24)	188	< 0,001
M9	29 (34)	2 (2)	15 (10)	58 (53)	2 (2)	11 (16)	117	n.s.
Tot	475 (518)	133 (153)	341 (278)	598 (555)	183 (163)	235 (298)	1965	< 0,001

Tab. 26 Numero di rilevamenti singoli in attività (A_fixes) ed in riposo (R_fixes) osservati ed attesi (in parentesi) nelle tre categorie d'*habitat*, numero totale di *fix* per animale e valori di probabilità riferiti alle tabelle di contingenza 2x3 individuali e dell'intero campione di animali (Tot). L'asterisco (*) sta ad indicare che per l'individuo F4 non sono stati forniti i valori attesi in quanto quest'animale è stato localizzato praticamente quasi esclusivamente nei torrenti.

Number of active (A_fixes) and resting (R_fixes) locations observed and expected (between brackets) in the three habitat categories, the total number of fixes for each animal and probability values referred to the individual 2x3 contingency tables and of the entire sample of animals (Tot). The asterisk () indicates that the F4's expected values were not provided because this animal was located almost exclusively in streams.*

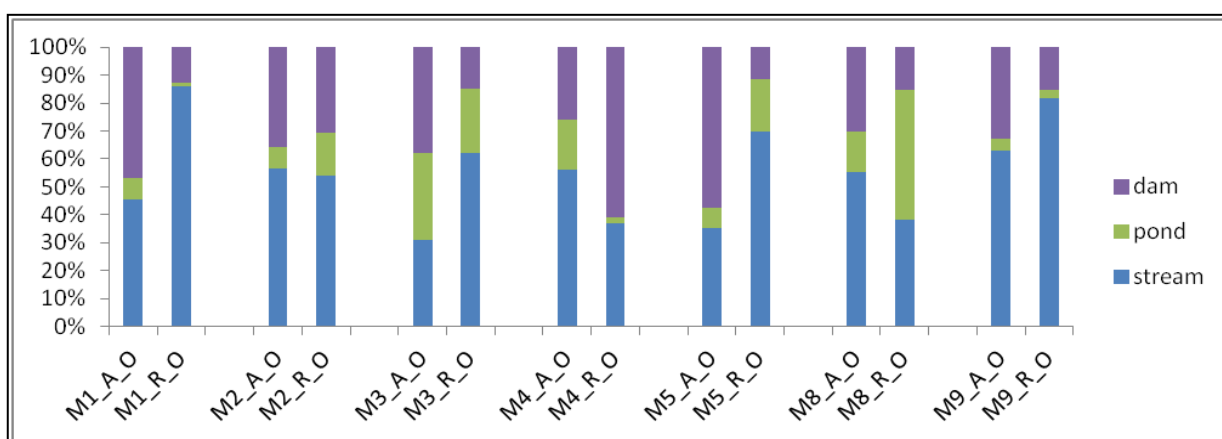
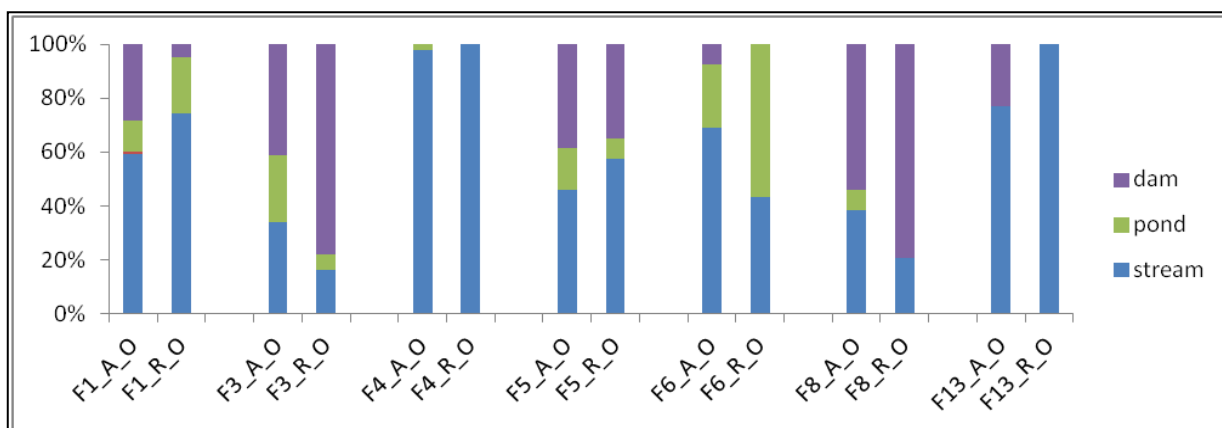


Fig. 77 Istogrammi della frequenza dei *fix* in attività (*_A*) e riposo (*_R*) in tre tipologie d'*habitat*, per individuo (contraddistinto dal sesso e dal rispettivo ID). In alto gli individui di sesso femminile (F), in basso i maschi (M). *Histograms of frequency of active (*_A*) and resting (*_R*) fixes in three habitat types for individual otters (marked by gender and by their ID). Females (F) are displayed on the top, males (M) below.*

4.6.3 Disponibilità d'*habitat* all'interno dell'*home-range*

Gli *home-range* delle lontre monitorate sono costituiti da proporzioni delle quattro categorie d'*habitat* che variano a seconda del metodo utilizzato per la loro quantificazione. Se si utilizza l'estensione lineare del reticolo idrografico, la classe maggiormente disponibile risulta essere il torrente (*stream*) (45,4 %), seguita dalle dighe (*dam*) (25,7 %), dai canali (*canal*) (22,5 %) e dai piccoli invasi (*pond*) (6,4 %) (Figura 78), mentre utilizzando il calcolo dell'area, la classe nettamente più disponibile è la diga (70.8 %), poi i torrenti (16 %), i *pond* (10.8 %) e solo marginalmente i canali (2.4 %) (Figura 79).

Le proporzioni di ogni categoria sono simili all'interno dei due sessi (Independent T test: $P > 0,05$), sebbene la composizione degli *home-range* delle femmine comparata con quella dei maschi sembra più ricca in torrenti e canali e meno in *pond* e *dam* (Figure 78 e 79).

A livello individuale, non sono state riscontrate differenze significative in alcuna proporzione delle varie categorie (Kruskall-Wallis tests $P > 0.05$ in tutti i casi).

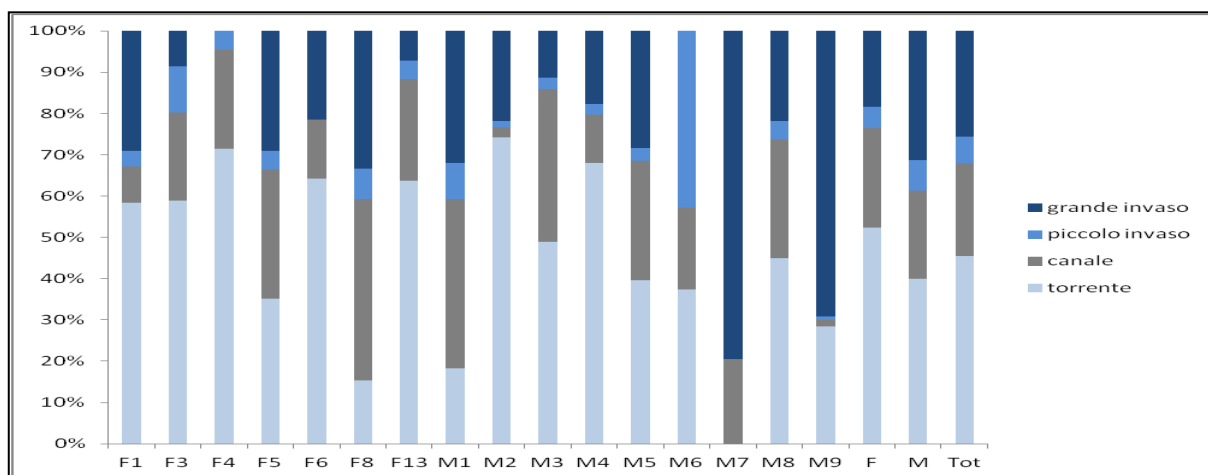


Fig. 78 Percentuali delle diverse tipologie d'*habitat* ricadenti negli HR (calcolati come estensione lineare) degli individui monitorati e media delle femmine, dei maschi e dell'intero campione.
Percentages of different habitat types falling within the individual home ranges (calculated as a linear extension) and average of those of females, males and of the entire sample.

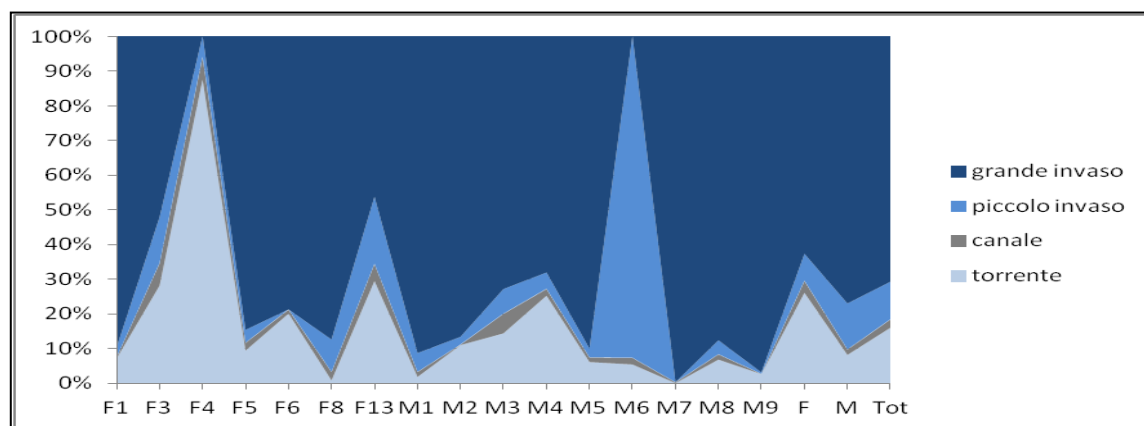


Fig. 79 Percentuali delle diverse tipologie d'*habitat* ricadenti negli HR (calcolati come area) degli individui monitorati e media delle femmine, dei maschi e dell'intero campione.
Percentages of different habitat types falling within the individual home ranges (calculated as an area) and average of those of females, males and of the entire sample.

4.6.4 Analisi di selezione classiche uso/disponibilità

Le analisi di selezione dell'*habitat* svolte raggruppando tutti gli individui, secondo uno dei metodi tradizionalmente più utilizzati (Neu et al. 1974), sia sui *fix* in attività che in *resting*, mostrano risultati diversi a seconda del metodo utilizzato per il calcolo della disponibilità d'*habitat* (vedi Metodi).

I tassi di selezione (Manly et al. 2002) ottenuti in base al metodo dell'estensione lineare del reticolo, infatti, ci indicano che la maggiore probabilità di selezione tra le tre tipologie d'*habitat* riguarda i *pond* (sia per l'attività che per il riposo – Tabella 27), mentre la situazione cambia se la disponibilità viene calcolata come superficie, risultando i torrenti la categoria con la più elevata probabilità di selezione (Tabella 28).

ACTIVITY						
habitat	Avail	n Obs fix	n Exp fix	prop_fix	Sel Index	Stand Index
stream	0,679	475	644,6	0,501	0,737	0,171
pond	0,064	133	60,9	0,140	2,183	0,505
dam	0,257	341	243,4	0,359	1,401	0,324
Totale	1,000	949	949,0	1,000	4,321	

RESTING						
habitat	Avail	n Obs fix	n Exp fix	prop_fix	Sel Index	Stand Index
stream	0,679	598	690,1	0,630	0,928	0,189
pond	0,064	183	65,2	0,193	3,004	0,613
dam	0,257	235	260,6	0,248	0,965	0,197
Totale	1,000	1016	1016,0	1,000	4,897	

Tab. 27 Selection Ratios inerenti le analisi di selezione dell'*habitat* svolte raggruppando tutti e 14 gli individui radio-monitorati, secondo uno dei metodi tradizionalmente più utilizzati (Neu et al. 1974), sia sui *fix* in attività (in alto) che in *resting* (in basso), con la disponibilità calcolata attraverso il metodo dell'**estensione lineare** (vedi Metodi).

*Selection Ratios concerning the analysis of habitat selection carried out by grouping all 14 radio-tracked individuals, according to one of the methods traditionally used (Neu et al. 1974), both on active (top) and resting (in bottom) locations, with habitat availability calculated using the **linear extension** method (see Methods).*

ACTIVITY						
habitat	Avail	n Obs fix	n Exp fix	prop_fix	Sel Index	Stand Index
stream	0,184	475	174,3	0,501	2,726	0,631
pond	0,108	133	102,7	0,140	1,295	0,300
dam	0,708	341	672,0	0,359	0,507	0,117
Totale	1,000	949	949,0	1,000	4,528	1,000

RESTING						
habitat	Avail	n Obs fix	n Exp fix	prop_fix	Sel Index	Stand Index
stream	0,184	598	186,6	0,630	3,431	0,701
pond	0,108	183	110,0	0,193	1,781	0,364
dam	0,708	235	719,4	0,248	0,350	0,071
Totale	1,000	1016	1016,0	1,000	5,562	1,000

Tab. 28 *Selection Ratios* inerenti le analisi di selezione dell'*habitat* svolte raggruppando tutti e 14 gli individui radio-monitorati, secondo uno dei metodi tradizionalmente più utilizzati (Neu et al. 1974), sia sui *fix* in attività (in alto) che in *resting* (in basso), con la disponibilità calcolata attraverso il metodo dell'*area* (vedi Metodi). *Selection Ratios concerning the analysis of habitat selection carried out by grouping all 14 radio-tracked individuals, according to one of the methods traditionally used (Neu et al. 1974), both on active (top) and resting (in bottom) locations, with habitat availability calculated by the area method (see Methods).*

4.7 Dispositivo GPS GSM-GPRS

4.7.1 Sviluppo e test statici in campo

Il prezzo finale di ogni singolo zainetto provvisto di dispositivo GPS GSM-GPRS, compresi materiali e lavoro di assemblaggio, è stato di circa 790 €.

Nell'esperimento in cattività, la lontra è sembrata muoversi e comportarsi naturalmente, non ponendo quasi nessuna attenzione allo zainetto GPS sulla schiena dopo la prima ora (oss. pers.). Dopo il rilascio dell'animale in libertà, il GPS ha funzionato in modo alquanto soddisfacente, ottenendo un GSM SR di 88% e un GPS SR del 71% (N = 66).

Dei 390 tentativi, 263 localizzazioni sono state rilevate con successo dal servizio GSM, ottenendo un GSM SR del 67.4%. I satelliti sono stati acquisiti con successo in 239 occasioni, dando un GPS SR del 61.2%; all'interno di queste localizzazioni riuscite, il 98.8% erano 2D e l'1.2% 3D. Considerando entrambe le versioni del *software* utilizzate, la GPS LE è risultata ampiamente variabile: da 0 a 400 m (media = 19 m). Tuttavia, la variabilità osservata nella seconda versione (quella usata in seguito su lontre selvatiche) è stata minore, generando una media GPS LE di 8,94 m (SD = 8,55, intervallo: 0-41 m, con il 50% dei posizionamenti entro 6 metri e 95% entro 27 m; N = 193), molto inferiore ai 60,38 m (DS = 92,23, intervallo: 0-400; N = 45) dei primi. GPS LE calcolata solo in *habitat* ripariali è stata 10,13 m.

Secondo il Modello di acquisizione generale, il GPS SR è stato molto più elevato nelle aree urbane che negli altri 2 tipi di *habitat* (P = 0,015 e 0,008, rispettivamente, per terreni aperti e ripariale). La versione del *software* ha giocato un ruolo significativo (risultando il più alto valore tra i coefficienti), con la terza versione rivelatasi la migliore (P = 0.007). Sorprendentemente, la percentuale di copertura arborea ha avuto un effetto positivo sul GPS SR (P = 0,003). Valori più elevati di radiazione solare sono stati associati positivamente con il GPS SR (P = 0,009) (Tabella 29A). Il modello con due effetti casuali (fDate e fLocal) è stato selezionato, con la fDate che ha influenzato la maggior parte della variabilità di questi dati (DS = 1,94), mentre sia i valori di AIC che il *likelihood ratio test* hanno mostrato non necessario l'utilizzo del GPS come variabile casuale. Non sono stati notati effetti legati al periodo del giorno, il vento o le precipitazioni.

Il Modello sull'accuratezza generale (Tabella 29B) ha rivelato un andamento inverso per ciò che riguarda il tipo di *habitat*: La GPS LE è stata più bassa in terreni aperti (P = 0,007) e nelle zone ripariali (P = 0,046) rispetto alle aree urbane (anche se, in quest'ultimo caso, la relazione è soltanto quasi significativa). I risultati, in termini di accuratezza, quindi, sembrerebbero essere più elevati in questi due tipi di *habitat*, al contrario di quello che è avvenuto con il modello sul GPS SR. La terza versione aggiornata del *software* ha migliorato notevolmente l'accuratezza del GPS (P = 0,023). Radiazione solare, vento e precipitazioni non hanno esercitato alcuna influenza, mentre le ore notturne sono risultate positivamente associate con il GPS LE (P = 0.025). La correlazione spaziale è risultata limitata (DS = 0,43). I modelli con le osservazioni annidate tramite il GPS individuale sono stati selezionati (DS = 0,40).

Nel Modello di acquisizione Ripariale, il GPS SR è stato principalmente influenzato dall'inclinazione del GPS (qualunque sia stato l'angolo), dall'immersione nell'acqua (indipendentemente dalla profondità, come previsto), e, secondariamente, dalla posizione nel

letto del fiume (Tabella 30A). Infatti, i tentativi con il dispositivo sotto l'acqua, orientato in qualsiasi altra posizione diversa da quella orizzontale, e posto vicino alla riva del fiume hanno peggiorato in maniera significativa i risultati sul GPS SR. Inoltre, alti livelli di radiazione solare sembrano aver avuto un effetto positivo sul GPS SR ($P \leq 0,001$). Anche in questo caso, il modello con due variabili casuali (fDate e fLocal) è stato selezionato e fDate è risultata essere responsabile della maggior parte della variazione (DS = 3,68).

Riguardo al Modello sull'accuratezza Ripariale, la GPS LE è stata principalmente influenzata (negativamente) dall'immersione in acqua e dal posizionamento all'interno della riva del fiume (tabella 30B). Sia i valori AIC che il *likelihood ratio test* sui modelli annidati hanno indicato come miglior modello quello con fLocal come unico termine casuale (DS = 0,44).

I valori medi di GPS LE sotto la superficie dell'acqua sono risultati significativamente maggiori (media = 13,37 m; SE = 1,35; N = 41) di quelli col GPS fuori dall'acqua (media = 6,58 m; SE = 0,55; N = 96) ($t = -4,64$; $df = 53,56$; $P = 0,00$).

Overall acquisition model				Overall accuracy model			
A				B			
Random effects:				Random effects:			
Groups Name	Std.Dev.	No.		Groups Name	Std,Dev,	No,	
fLocal	1,12	28		fLocal	0,43	26	
fDate	1,94	11		GPS	0,40	4	
Number of obs:	390			Number of obs:	238		
Fixed effects:	Estimate	Std, Error	P-value	Fixed effects:	Estimate	Std, Error	p-value
(Intercept)	0,050	1,274	0,9714	(Intercept)	3,427	0,432	0,0453 *
fSftw[T,2]	3,522	1,315	0,0074 **	fSftw[T,2]	-0,635	0,255	0,0233 *
fHabType[T,2]	-2,401	0,992	0,0155 *	fHabType[T,2]	-0,893	0,398	0,0072 *
fHabType[T,3]	-2,560	0,966	0,0081 **	fHabType[T,3]	-0,614	0,376	0,0456 *
fCanopy2[T,1]	1,165	0,385	0,0025 **	fLight[T,2]	-0,380	0,157	0,0250 *
SR	0,002	0,001	0,0088 **				

Tab. 29 Output (stime dei coefficienti, *standard errors*, valori di significatività, dimensione del campione e delle variabili *random* utilizzate e misura della variabilità associate a queste ultime) del GLMM sulla predizione del GPS success rate (ovvero il modello sull'acquisizione generale - A) e dell'accuratezza (modello sull'accuratezza generale - B).

Output (coefficient estimates, standard errors, significance values, sample size of the units used and of the random variables and extent of the variability associated with the latter) of the GLMM on the prediction of the GPS success rate (general acquisition model - A) and its accuracy (overall accuracy model - B).

Riparian acquisition model				Riparian accuracy model			
A				B			
Random effects:				Random effects:			
Groups Name	Std.Dev.	No.		Groups Name	Std,Dev,	No,	
fLocal	2,84	6		fLocal	0,44	5	
fDate	3,68	5		Number of obs:	137		
Number of obs:	216						
Fixed effects:	Estimate	Std, Error	P-value	Fixed effects:	Estimate	Std, Error	P-value
Intercept	1,146	2,298	0,6180	Intercept	1,857	0,224	0,0000***
fPosition[T,1]	-1,797	0,843	0,0331 *	fPosition[T,1]	0,462	0,159	0,0053**
fInclination[T,1]	-5,176	1,583	0,0011**	fDeep[T,2]	0,530	0,160	0,0000***
fInclination[T,2]	-5,923	1,929	0,0021**	fDeep[T,3]	0,783	0,169	0,0000***
fInclination[T,3]	-5,753	1,648	0,0005***	fDeep[T,4]	0,653	0,310	0,0354*
fInclination[T,4]	-4,804	1,589	0,0025**				
fDeep[T,2]	-4,915	1,518	0,0012**				
fDeep[T,3]	-4,120	1,681	0,0143*				
fDeep[T,4]	-3,882	1,819	0,0328*				
SR	0,016	0,003	< 0,0001***				

Tab. 30 Output (stime dei coefficienti, *standard errors*, valori di significatività, dimensione del campione e delle variabili *random* utilizzate e misura della variabilità associate a queste ultime) del GLMM sulla predizione del GPS success rate in ambiente **ripariale** (ovvero il modello sull'acquisizione ripariale - A) e dell'accuratezza (modello sull'accuratezza ripariale - B).

Output (coefficient estimates, standard errors, significance values, sample size of the units used and of the random variables and extent of the variability associated with the latter) of the GLMM on the prediction of the GPS success rate (riparian acquisition model - A) and its accuracy (riparian accuracy model - B) in the riparian habitat.

4.7.2 Primi dati su lontre selvatiche marcate tramite GPS

Sei lontre selvatiche sono state dotate di zainetti GPS GSM-GPRS (Tabella 31) (F12, marcata con lo zainetto H4, in Figura 80). Tutti gli zainetti hanno raccolto dati, corrispondenti ad un totale di 711 localizzazioni, per un GSM SR e un GPS SR pari rispettivamente a 86,5% e 68,2%.

Le localizzazioni erano visibili in tempo reale su *google maps*, come mostrato dalle immagini di un campione di dati riguardanti lo zainetto H3 montato sul maschio M12 (Figura 81).

Quattro zainetti hanno funzionato perfettamente (H1, H2, H3 e H6), ottenendo tutti i 581 posizionamenti programmati, dando dunque un GSM SR del 100%. All'interno delle localizzazioni rilevate, l'informazione relativa alla posizione è stata acquisita con successo 445 volte, ottenendo un GPS SR medio del 78,0%, con l' 84,7% in 3D ed il 15,3% in 2D (Tabella 31). I restanti due zainetti (H4 e H5), pur avendo recuperato 130 delle 203 localizzazioni programmate (GPS SR medio = 48,6; 83,9% 3D ed il 16,1% 2D), non hanno trasmesso con una frequenza irregolare, diversa da quella richiesta, a causa di un malfunzionamento del *software*. Queste localizzazioni, tuttavia, sono sembrate ancora altamente precise, visto che i punti non sono mai risultati lontano dai corsi d'acqua (Figura 81).

Il periodo di monitoraggio per ogni animale è stato in media di 9 giorni, da 4 a 15 (tabella 31). Quattro zainetti (H1, H3, H5 e H6) sono stati recuperati dopo la caduta. La loro accuratezza è stata, in media, di 4,3 m. Gli zainetti recuperati hanno rivelato buone condizioni dell'astuccio in cui era il trasmettitore (con solo alcuni piccoli graffi e le cinghie ventrali e dorsali indebolite dall' acqua e dall'abrasione), il che suggerisce un facile rilascio da parte delle lontre. Lo zainetto H2 è stato recuperato con la carcassa dell'animale, ucciso da uomini come rivelato da necropsia (Quaglietta et al. 2010; par. 4.1.2). Lo stomaco era pieno di cibo e lo stato generale dell'animale buono, il che ha fatto ritenere che lo zainetto non avesse avuto impatto determinante sulla morte. Lo zainetto era ancora in buone condizioni e ben posizionato sul corpo della lontra, di conseguenza, è probabile che sarebbe rimasto attaccato per qualche giorno in più.

La femmina contrassegnata con lo zainetto H5 è stata ricatturata dopo la caduta del l'apparecchio. E' stato, pertanto, possibile documentare che il suo corpo non mostrava segni di ferite precedenti e che stava allattando. Basandosi sulle poche informazioni esistenti sui periodi di gestazione della lontra selvatica (Kruuk 2006) e sul tempo trascorso tra le due catture, si è stimato che questo animale ha partorito quando aveva ancora lo zainetto o subito dopo che questo era caduto.

Otter No.	Gender	Weight (kg)	Dates of release	NPL	NRL	GSM SR	NSL	GPS SR	3D locations	2D locations	MP (days)
H1	F	5.5	1 Oct 09	74	74	100%	54	73.00%	72.20%	27.80%	4
H2	F	4.5	20 Oct 09	221	221	100%	160	72.50%	96.90%	3.10%	10
H3	M	7	14 Dec 09	241	241	100%	192	79.70%	92.70%	7.30%	15
H4	F	6.2	15 Dec 09	<u>120</u>	<u>101</u>	<u>84.20%</u>	<u>92</u>	<u>76.70%</u>	<u>91.30%</u>	<u>8.70%</u>	<u>8</u>
H5	F	6.8	18-mar-10	<u>83</u>	<u>29</u>	<u>34.90%</u>	<u>17</u>	<u>20.50%</u>	<u>76.50%</u>	<u>23.50%</u>	<u>11</u>
H6	F	5.5	11 May 10	45	45	100%	39	86.70%	76.90%	23.10%	6
Total				784	711	86.50%	554	68.20%	84.40%	15.60%	54
TWL				581	581	100%	445	78.00%	84.70%	15.30%	35

Tab. 31 Dati forniti dal sistema GPS applicato per la prima volta in assoluto su di una specie di lontra (6 lontre selvatiche catturate e rilasciate in natura nel corso del progetto di ricerca) tramite zainetti. I valori sottolineati si riferiscono agli zainetti che hanno mostrato dei limiti dovuti a malfunzionamento del *software*. TWL = totale per gli zainetti che non hanno mostrato errori. NPL = numero di localizzazioni programmate. NRL = numero di localizzazioni rilevate. NSL = numero di localizzazioni acquisite con successo. MP = periodo di monitoraggio. *Data provided by the GPS system applied for the first time on a species of otter (6 wild otters captured and released in the wild during the research project) using harnesses. Underlined data refer to the harnesses that had limitations due to software malfunction. TWL = total of the harnesses without limitations. NPL = number of programmed locations. NRL = number of retrieved locations. NSL = number of successfully acquired locations. MP = monitoring period.*



Fig. 80 Esemplare selvatico femmina (F12) marcato tramite lo zainetto GPS H4, poco dopo il rilascio. Foto scattata da Margherita Bandini mentre svolgeva la sua tesi di laurea all'interno del progetto di ricerca. *Wild free-ranging female otter (F12) fitted with a GPS harness (H4) right after its release. Picture taken by Margherita Bandini while carrying out her graduation thesis within the research project.*



Fig. 81 Localizzazioni di M12 ottenute tramite il sistema GPS montato sullo zainetto H3 e rilevate direttamente su internet (su *Google maps*) in tempo reale. I punti gialli rappresentano ogni localizzazione; quello rosso indica il sito di cattura e rilascio.

Fixes obtained by the GPS harness (H3) and accessed directly on the internet in real time. They refer to a male otter (M12) and are projected on a Google map. Yellow dots represent each fix; the red dot indicates the capture site.

5 DISCUSSIONE

5.1 Catture

Con le 47 lontre catturate, il presente studio si caratterizza per il più alto numero di lontre eurasiatiche catturate, con appena un esemplare in più rispetto a quello intrapreso in Irlanda, che ha portato alla cattura di 46 esemplari (Ó Néill et al. 2007). Inoltre, è anche quello con il più alto rapporto tra numero di animali marcati ($N = 16$ tramite radio VHF) e periodo medio di monitoraggio (126 giorni). Ciò ha permesso la raccolta di dati a medio/lungo termine su un discreto numero di animali, come suggerito dalla maggior parte degli autori (e.g. Samuel & Fuller 1994; Kenward 2001; Millsaugh & Martzloff 2001) ma raramente avvenuto negli altri studi precedenti inerenti *radio tracking* di lontra (ad eccezione del succitato irlandese).

L'utilizzo di molteplici dispositivi per il controllo dei siti di trappolaggio ha risparmiato stress e potenziali pericoli agli animali catturati ed apportato notevole esperienza permettendo un'attenta valutazione dei differenti modelli testati e dei rispettivi vantaggi e svantaggi.

L'esperienza fatta con le varie tipologie e marche di sistemi d'allarme testati ha mostrato, tuttavia, la fallacità a cui possono essere soggetti i dispositivi più moderni, come avvenuto anche in altri progetti su altri carnivori (Tosoni 2011). Al contrario, l'utilizzo della tecnologia più antica, quella VHF, non ha mai tradito le attese, risultando sempre funzionante nelle numerose occasioni in cui è stata utilizzata. Successivamente all'episodio della morte di M2 avvenuto a causa del malfunzionamento del sistema più moderno d'allarme (vd par. 4.1 nei Risultati) ed a altri episodi di malfunzionamento degli stessi, vi è stata una fase di consultazione con i produttori dei *telitrappes*, grazie alla quale si è riusciti a migliorare il prodotto, rendendolo più stabile. Si sottolinea, dunque, l'importanza di una lunga sperimentazione dei sistemi da utilizzare prima dell'attivazione delle trappole, specialmente in contesti ove anche la perdita di un solo esemplare di lontra, accadimento tutt'altro che raro in studi di questo genere (vd anche Serfass et al. 1996; Sjöåsen 1996; Ó Néill et al. 2007; A. de Jongh com. pers.), possa essere particolarmente problematica. Identificati gli eventuali punti deboli dei suddetti sistemi si riesce, infatti, ad ottimizzare le risorse umane disponibili con conseguenze positive sugli animali catturati e sull'intero progetto.

La relativamente elevata frequenza di eventi di fuga si ritiene sia stata dovuta all'usura delle trappole, che ha determinato un allentamento delle molle con conseguente diminuzione della pressione esercitata sulle zampe degli animali catturati, che in alcune circostanze sono riusciti a

liberarsi in pochi minuti (oss. pers.). Il frequente ricambio dei gommini di rivestimento delle *leghold*, fortemente suggerito da Ó Néill et al. (2009) per la diminuzione degli eventi di fuga, si ritiene sarebbe stato ininfluenza nella presente ricerca: i gommini risultavano il più delle volte intatti e poco consumati, forse a causa delle differenti condizioni meteorologiche nelle due aree di studio.

Il rilascio, avvenuto poche ore dopo il recupero dall'anestesia secondo la metodologia già adottata da Ó Néill et al (2007), ha consentito anche in questo studio il ricongiungimento di nuclei familiari e l'evitamento della separazione di una lontra adulta dal proprio territorio, elementi essenziali non soltanto eticamente ma anche ai fini della qualità dei dati raccolti.

I dati di cattura e la scarsità delle ricatture (pur essendo stato compiuto uno sforzo di campionamento costante nell'area di studio per tutta la durata del progetto) rafforzano l'ipotesi che la lontra eurasiatica sia *trap-shy*, come già avanzato in un altro studio con un elevato sforzo di trappolaggio su questa specie (Ó Néill et al. 2009). In particolare, si ritiene che ciò sia vero soprattutto a breve termine (le poche ricatture infatti sono avvenute anche nello stesso sito della prima cattura, ma sempre a distanza di svariati mesi da questa).

L'unico caso di ricattura fotografica, unitamente alla breve durata della decolorazione del pelo (vedi par. 4.1), suggeriscono che questo metodo di marcaggio sia poco idoneo per la realizzazione di uno studio a lungo termine. Esso, tuttavia, può essere efficace per stimare la densità di popolazione in un breve lasso temporale (previo montaggio nell'area di studio di un numero di macchine fotografiche maggiore rispetto a quello qui utilizzato), per documentare l'avvenuto reincontro dei nuclei familiari dopo eventuali catture di cuccioli o madri in allattamento ed in generale documentare interazioni sociali inerenti animali marcati (Quaglietta et al. 2008).

L'avvenuta documentazione dell'interesse per del pesce morto da parte delle lontre, testimonia che queste possono essere necrofaghe, come soltanto raramente sostenuto in precedenza (Kruuk 2006; H. Kruuk pers. com.; A. de Jongh pers. com.).

5.1.1 Misure morfometriche e parametri demografici

L'importanza dello studio della demografia è ben riassunta in una frase di Thomson, Cooch e Conroy (2009): essa è “la chiave per capire la maggior parte della biologia”.

Il monitoraggio continuo di più individui ad una scala temporale e spaziale fine, ma per un discreto periodo di tempo, insieme alla raccolta di cadaveri ritrovati nell'area di studio, hanno permesso di documentare diversi eventi di mortalità, fornendo dati sulla demografia di una popolazione esenti dai limiti, descritti da Caughley (1977), spesso ricorrenti in studi demografici quali quelli di campioni grandi ma poco standardizzati, raccolti ad intervalli di tempo lunghi ed irregolari e derivanti da più popolazioni separate (es. Ruiz-Olmo et al. 1998). Inoltre, in questo modo è stato quanto meno limitato il *bias*, nella stima dei parametri demografici, a cui sono soggetti gli studi condotti su un campione costituito soltanto da animali morti a causa di incidenti stradali (cfr. Ciucci et al. 2007). Trarre conclusioni riguardo le cause di morte di una popolazione animale dallo studio di cadaveri investiti è stato, infatti, giustamente ritenuto poco corretto (es. Ciucci et al. 2007, ma vedi anche Lovari et al. 2007). Tra i motivi vi è quello che il campione di animali morti rinvenuti in questo modo abbia una forte probabilità di contenere un *bias* dovuto proprio alla modalità di morte: potrebbero, ad esempio, avere più probabilità di risultare vittime di incidenti stradali gli individui giovani e, dunque, meno esperti e più tendenti a movimenti esploratori e, eventualmente, quelli del sesso dispersore nelle specie dal comportamento di *dispersal* condizionato dal sesso.

Sulla base di quanto esposto, la discussione dei dati sui parametri demografici (e specialmente sui fattori di mortalità) qui riportata non pretende di trarre inferenze sulla popolazione studiata. E', piuttosto, da intendersi come una descrizione dei *pattern* osservati, che, seppur non possano esser letti come assolutamente affidabili e rappresentativi del campione naturale, forniscono comunque delle informazioni previamente non disponibili e la cui comparazione con la letteratura, che pure ha utilizzato metodi ancor maggiormente soggetti a *bias* di questo tipo (vedi testo in seguito), può risultare utile. Le misurazioni morfometriche ed il rapporto tra i sessi possono invece essere considerati affidabili, e costituiscono anch'essi i primi dati del genere su esemplari di lontra disponibili per il territorio lusitano.

Le dimensioni medie (in termini di peso e lunghezza) degli esemplari catturati corrispondono quasi esattamente a quelle misurate in Spagna su un campione di 106 animali (Ruiz-Olmo et al. 1998). Tuttavia, sebbene nello studio spagnolo citato tali dimensioni vengano ritenute inferiori a quelle documentate in paesi dai climi temperati, e ciò venga spiegato, in parte, tramite la regola di Bergmann, dall'esame della bibliografia in possesso non sono emerse differenze significative tra la media delle dimensioni corporee dei due sessi documentata nel presente studio e quella di aree temperate (Mason & Macdonald 1986; Kruuk 2006; Yom-Tov et al. 2006, 2010),

risultando, anzi, la prima maggiore di quella ad esempio riportata da Fairley (1972), riferita ad un campione di 33 cadaveri rinvenuti in Irlanda.

Se già all'interno di una nazione, la Norvegia, è stata verificata la regola di Bergmann su *Lutra lutra* (Yom-Tov et al. 2006), appare ancor più rimarcata l'omogeneità nella taglia tra le lontre portoghesi e quelle d'ambiente temperato (op. cit.). E ciò è tanto più vero se si considera che sarebbe più lecito attendersi che l'estrema variabilità idrica caratterizzante i corsi d'acqua dell'area di studio (e dunque prolungati periodi di siccità e pertanto scarsità di prede acquatiche) determini un vantaggio evolutivo nelle dimensioni ridotte (vedi anche Ruiz-Olmo et al. 1998).

Dal momento che la lontra è ritenuta una specie limitata dalla disponibilità alimentare (Kruuk et al. 1987, 1991, 1993; Kruuk 1995, 2006; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002, 2007) e che quest'ultima ha un effetto nella determinazione del peso corporeo della specie (Yom-Tov et al. 2006, 2010), tra le possibili ragioni in grado di spiegare la mancata differenza rilevata tra le dimensioni corporee fornite nel presente studio e quelle dei lavori citati si annovera la possibilità che in Portogallo il cibo non sia un fattore limitante per la specie, almeno durante buona parte dell'anno, quando è presente il gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*). Questo crostaceo decapode, infatti, rappresenta una delle specie più consumate dalla lontra in contesti mediterranei (Ruiz-Olmo et al. 2002; Clavero et al. 2004, 2006; Blanco-Garrido et al. 2008), incluso il Portogallo (Beja 1996b; Pedroso e Santos-Reis, 2006) e nell'area di studio (Quaglietta et al. 2009a). Il fatto che questa preda sia presente in grandi quantità, pressoché costantemente durante tutto l'anno e sia di facile catturabilità (Beja 1996b; dati di questo studio; oss. pers.), si ipotizza possa essere proprio la principale spiegazione dello stato di salute delle popolazioni portoghesi di lontra (Quaglietta et al. 2009a).

Anche l'elevata temperatura media del clima mediterraneo favorirebbe un risparmio energetico e dunque sarebbe un ulteriore elemento a favore (Yom-Tov et al. 2006, 2010). Evidenze in tal senso provengono proprio da popolazioni di lontra residenti in paesi temperati (Norvegia e Svezia), in cui è stato effettivamente documentato un aumento della taglia corporea negli ultimi anni dovuto apparentemente proprio al risparmio energetico provocato dall'innalzamento della temperatura ed ad un'elevata disponibilità di cibo (Yom-Tov et al. 2006, 2010). Per ulteriori elementi in supporto di quest'ipotesi vedere anche il paragrafo 5.5.2 in seguito.

Anche i dati sull'età massima rilevata, di 11 anni nel presente studio, sono molto vicini ai 12 anni riportati in quello spagnolo (Ruiz-Olmo et al. 1998), e lo stesso accade per il rapporto tra i sessi, risultato anche in questo caso di 0,8:1 e dunque piuttosto vicino all'1:1 riscontrato in Spagna.

Che le stime riportate nella presente ricerca siano piuttosto simili a quelle esistenti per la Spagna non sorprende, dato che la popolazione spagnola di lontra è stata rafforzata da traslocazioni con lontre provenienti anche proprio dal Portogallo (Saavedra 2002) e che le due popolazioni (portoghesi e spagnole) siano state identificate come un unico *cluster* in recenti analisi genetiche (Mucci et al. 2010), apparendo alquanto panmitiche.

Il rapporto tra i sessi è leggermente differente da quello, risultato di 4:3, recentemente rilevato in uno studio di genetica non invasiva svolto in Francia (Janssens et al. 2008). Come detto in precedenza, in questo caso, il campione di dati ha riguardato una popolazione che ha recentemente ricolonizzato un'area del Parco Nazionale delle Cévennes e la spiegazione della differenza con il presente studio potrebbe pertanto risiedere nella giovane età di questa popolazione; in particolare, lo sbilanciamento a favore dei maschi, potrebbe essere dunque dettato dal fatto che questi possano esser stati i primi ad aver ricolonizzato alcune aree marginali (Janssens et al. 2008). Anche in uno studio estensivo sulla mortalità della lontra in Germania è risultato un rapporto tra sessi sbilanciato a favore degli individui di sesso maschile, sebbene gli autori ammettano che il campione utilizzato potrebbe contenere un forte *bias* dovuto al fatto che è costituito da carcasse, la maggior parte delle quali dovute ad investimenti stradali (Hauer et al. 2002). A tal riguardo, tuttavia, alcuni autori hanno effettuato una comparazione tra rapporti tra sessi derivanti da un campione di carcasse e da un campione di *spraint* raccolti in natura, non rilevando alcuna differenza significativa (Dallas et al. 2003). In un altro studio condotto attraverso genetica non invasiva in Kinmen il rapporto tra sessi è risultato in perfetta parità: 1 : 1 (Hung et al. 2004).

Sorprendentemente, il rapporto tra sessi nella presente ricerca è vicino ad 1:1 anche riferendo il calcolo ai soli dati del trappolaggio (1,14:1), mentre è stato notato un *bias* a favore dei maschi negli studi di trappolaggio dei mustelidi, dovuto, secondo gli autori, a differenze comportamentali riguardanti il *ranging behaviour* e la percezione delle trappole (Buskirk & Lindstedt 1989). Probabilmente l'ambiente lineare in cui vive la specie ha diminuito la differenza riguardante il primo dei due fattori citati.

In generale si evince che la popolazione studiata è giovane, caratterizzata da un alto tasso di reclutamento e dall'altissimo ricambio, come suggerito dall'elevata percentuale di cuccioli e subadulti rilevata (simili a quelle note per la Germania, Norvegia, Bielorussia, Scozia continentale e Spagna - Ruiz-Olmo et al. 1998 e studi ivi citati) e dall'aspettativa di vita media

(2,2 anni), che risulta inferiore a quelle già basse rilevate in Spagna (2,1 anni per i cuccioli e 3,4 per i subadulti riportati - Ruiz-Olmo et al. 1998) ed in Scozia (circa 3,2 anni - Kruuk 2006).

5.1.2 densità di popolazione

Le stime ottenute sulla densità media di lontre per l'area di studio (che vanno dalle 0,11 alle 0,53 lontre per km, a seconda del metodo utilizzato - vd Risultati) rientrano tra i valori medi o medio-alti noti in letteratura e riguardanti altri paesi, che vanno dalle 0,03 alle 1,8 lontre per km (Hung et al. 2004; Kalz et al. 2006; Kruuk et al. 1989; Prigioni et al. 2006; Sulkava et al. 2007; Lanszki et al. 2008; García et al. 2009; Hájková et al. 2009).

I valori del presente studio sono, tuttavia, leggermente inferiori rispetto a quanto ci si potesse attendere in considerazione del fatto che: a) lo studio è stato effettuato in un'area ed in un paese, il Portogallo, dove la lontra è presente quasi ubiquitariamente (Trindade et al. 1998; oss. pers.); b) si è avuto un elevato successo di cattura nel trappolaggio; c) tutte le femmine adulte catturate si sono riprodotte. Le stime ottenute sono, in effetti, lievemente più piccole rispetto a quelle dove è stata riscontrata un'elevata densità di lontre, come l'isola del Kinmen (0,8- 1,1 lontre residenti per km - Hung et al. 2004) e le isole Shetland (0,5 – 0,7 lontre per km - Kruuk et al. 1989), sebbene tale comparazione possa esser fuorviante perché riferita ad un contesto marino. Oltre alla differenza tra gli *habitat* ed a possibili errori nella genotipizzazione negli studi sopracitati (vd Hájková et al. 2009), si ritiene, però, che la differenza riscontrata possa risiedere anche nella piccola dimensione media dei torrenti della presente area di studio (vd par. 3.1). Calcolando, infatti, la densità per superficie invece che in termini di estensione lineare, i valori risultano leggermente maggiori (0,28 lontre per Ha contro lo 0,23 per km) e superiori a quelli medi documentati nelle stesse isole Shetland in termini di superficie (0,1 lontra per Ha - Kruuk 2006) o a quelli ottenuti in aree della Repubblica Ceca considerate ad elevata densità (0,0083 lontre per Ha - Hájková et al. 2009).

Tali osservazioni mostrano come come la scelta inerente il metodo per la stima possa avere un effetto importante sui risultati ottenuti. Un ulteriore esempio è costituito dal fatto che se ci si riferisce ai valori ottenuti in base al metodo che utilizza le sole aste principali, le stime riportate nella presente ricerca risultano particolarmente elevate (0,53 lontre per km in media, con picchi sino a 0,77), simili a quelle di alta densità rilevate nelle altre aree (op. cit.). Anche i dati provenienti dal monitoraggio radio-telemetrico, documentando l'esistenza di *home-range* stabili nel tempo in tutti gli individui adulti o subadulti monitorati (ad eccezione degli individui dispersi) (vedi par. 4.3.3) e non avendo rilevato individui erratici, sembrano favorire l'ipotesi

che i valori di densità documentati nella presente area di studio siano effettivamente piuttosto elevati rispetto ad una probabile limitata capacità portante degli *habitat* acquatici ivi presenti.

Dalle diverse evidenze sin qui discusse si evince, dunque, che pur essendoci delle differenze locali nei numeri delle popolazioni di lontra risiedenti in aree diverse, che siano esse reali o dovute, almeno in parte, alla particolare metodologia adottata, vi è in generale una discreta similitudine tra i valori di densità riscontrati in aree molto diverse tra loro dal punto di vista ambientale, quali quelli dell'area di studio e quelli riportati in letteratura (op. cit.). Si ritiene che ciò possa esser dovuto ad esigenze biologicamente insite alla specie, ritenute tra l'altro responsabili in parte anche dell'organizzazione spaziale della stessa come argomentato in seguito (par. 5.2.4). La stessa conformazione dell'*habitat* acquatico in cui la specie vive potrebbe essere un ulteriore elemento in grado di spiegare tale similitudine. Si pensa sia lecito attendersi, infatti, che l'ambiente per lo più lineare in cui questo mustelide vive implichi una probabilità di incontro tra conspecifici maggiore rispetto a quella a cui sono soggetti animali che utilizzano lo spazio a trecentosessanta gradi: questo elemento fisico dell'*habitat* "lontresco" e il comportamento territoriale della specie sarebbero, pertanto, i responsabili di una certa regolarità nelle stime delle popolazioni di lontra effettuate in diversi contesti.

5.1.3 Mortalità

Pur essendo riferiti ad un campione non eccessivamente grande ($N = 24$), i dati di questo studio riguardano, come detto, un'unica popolazione, uno stesso periodo (limitato, simile a quello dell'aspettativa media di una lontra nell'area di studio) di tempo ed hanno pertanto superato molti dei limiti incontrati in studi simili (Ruiz-Olmo et al. 1998), fornendo alcune importanti evidenze.

Con il 63 % dei casi, gli investimenti stradali sembrano essere il principale fattore di mortalità nell'area di studio, in accordo con quanto rilevato in altri paesi europei (Simpson 1997; Philcox et al. 1999; Hauer et al. 2002), anche nel caso di popolazioni reintrodotte (Koelewijn et al. 2010). Sempre tra le cause di origine antropica da rimarcare i tre casi (uno accertato e due sospetti) di bracconaggio documentati. Sebbene tali eventi siano difficili da rilevare, anche in altri paesi europei se ne ha traccia (L. Poledník com. pers.) e ciò potrebbe significare che il fenomeno potrebbe anche essere maggiore di quanto sinora osservato.

Tra le cause "naturali", è da rimarcare come ben 3 su 5 dei maschi di taglia adulta monitorati e poi morti (M1, M2 e M9) avessero numerose ed estese ulcere, talvolta perforanti, nel proprio

stomaco. Tale fenomeno, riscontrato dal dottor Vic Simpson (il veterinario con la maggior esperienza pratica e numerica in termini di patologia e mortalità di *Lutra lutra*) in alcuni cuccioli di questa specie e attribuito a fenomeni di stress, non era stato quasi mai osservato da lui stesso in animali adulti (V. Simpson com. pers.). Si ritiene pertanto che gli animali in questione possano essere morti a causa dello stress, probabilmente dettato o acuito dalla fame. Dal momento che tutti gli esemplari in questione vivevano in aree dalla presenza di risorsa trofica relativamente stabile (seppur variabile) (Quaglietta et al. 2009a; Serrentino 2009 Tesi di Laurea; L. Quaglietta dati non pubblicati), la causa delle loro cattive condizioni corporee e dello stress provocato loro dalla carenza di cibo potrebbe esser dovuta alla elevata densità di lontre nell'area (vd par. precedente), che porterebbe ad un'elevata competizione intraspecifica e particolare aggressività. Elementi a favore di tale ipotesi potrebbero essere costituiti dal rilevamento, in M1 ed M9, di antiche ferite da morso in stato di guarigione, ferite spesso associate ad aggressività tra conspecifici (Simpson & Coxon 2000; Simpson 2006; V. Simpson com. pers.). L'ipotizzata elevata competizione tra maschi all'interno dell'area di studio potrebbe pertanto avere conseguenze sulla possibilità/capacità d'alimentarsi degli individui meno competitivi. Sebbene appare poco plausibile l'ipotesi che lo stress che ha provocato le ulcere nei suddetti animali monitorati morti possa essere stato dettato dalla cattura, manipolazione e impianto chirurgico della radio-trasmittente avvenuti molti mesi prima (S. Branco com. pers.; J. Potes com. pers.; J. Reis com. pers.; V. Simpson com. pers.; A. Philbey com. pers.) (vd anche par. 4.1), non si può escludere un effetto dovuto alla presenza continua della radio nella cavità peritoneale e nel futuro sarebbero auspicabili studi che possano valutare tale situazione.

Tra gli eventi di mortalità, ben il 41 % dei casi sono avvenuti nei soli mesi di Ottobre e Novembre. Sembra pertanto emergere una certa criticità di questo periodo autunnale, d'accordo con quanto riscontrato anche in Spagna (Ruiz-Olmo et al. 1998) e in Norvegia (Heggberget & Christensen 1994), mentre in Scozia il periodo critico sembra essere la primavera (Kruuk et al. 1987). In effetti questi mesi sono caratterizzati dalle condizioni peggiori riguardanti la disponibilità d'acqua e trofica per la specie nell'area di studio (dati di questo studio). Dopo la siccità estiva, infatti, le piogge riprendono in maniera corposa e tale da garantire un flusso d'acqua costante nei fiumi soltanto verso dicembre o, a volte, febbraio, marzo. La fauna ittica, precedentemente confinata alle poche isolate pozze (Magalhães et al. 2002; Bernardo et al. 2003; Magalhães et al. 2007; dati provenienti da questo studio), è stata in questo periodo già fortemente depauperata a causa della stessa predazione da parte di lontra e altri predatori e delle condizioni sempre più anossiche esistenti nelle *patch* d'acqua (Magalhães et al. 2002; L. Quaglietta dati non

pubblicati). Inoltre, in questo periodo il gambero rosso della Louisiana si ritrova per lo più rinfreddato (Beja 1996b; Gherardi et al. 2002; Ilhéu et al. 2003; L. Quaglietta dati non pubblicati), aspettando anch'esso il ritorno dell'acqua.

La stagionalità nella mortalità è stata associata a condizioni d'alta densità di lontra (Kruuk et al. 1987) e potrebbe pertanto essere un ulteriore elemento a favore dell'ipotesi che i valori di densità di lontra documentati siano effettivamente piuttosto elevati rispetto alla capacità portante degli *habitat* acquatici dell'area di studio, portando, così, ad un'elevata competizione intraspecifica. In una specie, quale *Lutra lutra*, infatti, che sembra essere limitata dalla disponibilità della risorsa trofica (Kruuk et al. 1987, 1991, 1993; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002, 2007; Kruuk 1995, 2006), l'esistenza di un'elevata densità popolazionale può portare alla scarsità delle risorse anche in contesti in cui la disponibilità media annuale è elevata come quello descritto, soprattutto in alcuni periodi come quello precedentemente descritto riguardante l'autunno (periodo in cui la maggior parte dei pesci di grande taglia si riduce moltissimo di numero a causa delle condizioni sempre più anossiche e della massiccia predazione da parte della lontra e di altri predatori – oss. pers.), con conseguente *starvation* incombente sugli esemplari meno dominanti.

La popolazione di lontra studiata sembrerebbe pertanto essere regolata maggiormente da meccanismi cosiddetti “*bottom-up*”, inerentemente densità-dipendenti (Kissui & Parker 2004), quali appunto la scarsità delle risorse durante alcuni brevi periodi, piuttosto che da processi “*top-down*” quali ad esempio la predazione (Sinclair et al. 2003), generalmente bassa in questa specie (Simpson & Coxon 2000; Kruuk 2006).

5.2 Organizzazione socio-spaziale

5.2.1 Struttura spaziale della parentela

L'organizzazione socio-spaziale dei mustelidi è estremamente variabile (es. Hornocker et al. 1983; Erlinge & Sandell 1986; Sandell 1989; Kruuk & Moorhouse 1991; Creel & Macdonald 1995; Johnson et al. 2000), mentre poco è noto in generale per *Lutra lutra* (Chanin 2003; Kruuk 2006; Ó Néill et al. 2009).

Nella presente ricerca è stata documentata per la prima volta l'esistenza di una struttura spaziale della parentela in una popolazione di lontra eurasiatica a scala locale, confutando l'ipotesi nulla di una distribuzione aleatoria degli individui rispetto al loro grado di parentela.

La relazione tra parentela e distanza geografica sembra verificarsi principalmente in un raggio di 30-40 km. L'esistenza di un'estensione spaziale in tale relazione, già documentata in altre specie

(40 km nel caso dell' *Ursus arctos* - Støen et al. 2005; 10 km in *Martes americana* - Broquet et al. 2006; 4 km in *Capreolus capreolus* - Coulon et al. 2004), può essere interpretata in base al fenomeno dell'isolamento da distanza (Wright 1943). Quando, cioè, la dispersione all'interno di una stessa popolazione è limitata a una certa distanza, il flusso genico tra gli individui più prossimi è maggiore rispetto a quelli separati da distanze superiori (Wright 1943; Broquet et al. 2006). Trenta-quaranta km sarebbero la distanza-soglia oltre la quale il flusso genico diminuisce, e generalmente evidenzia la scala geografica alla quale si ha effettivamente dispersione (Hutchison e Templeton 1999; Neville et al. 2006; Gonçalves da Silva 2007).

Precedentemente l'isolamento da distanza era stato documentato in questa specie soltanto a livello di popolazioni e ad una scala geografica globale (Cassens et al. 2000; Dallas et al. 2002; Mucci et al. 2010). In Portogallo, i risultati provenienti da un recente studio molecolare avevano ad esempio evidenziato una differenziazione tra le subpopolazioni del Nord e quelle del Sud ed un isolamento da distanza ad una scala intorno ai 410 km (Mucci et al. 2010). In uno studio condotto su circa 600 carcasse di lontra nel Regno Unito, dunque a scala nazionale, la limitazione del flusso genico tra popolazioni era stata rilevata a distanze superiori i 100 km (Dallas et al. 1999, 2002). I risultati della presente ricerca sono invece basati a livello individuale e su una scala spaziale e temporale fine ed hanno permesso di individuare una diminuzione del flusso genico, tra individui di una stessa popolazione, già a partire da una soglia di appena 30-40 km. Questo risultato è tanto più inatteso considerando le grandi capacità di mobilità della specie evidenti sia dalle estensioni degli *home-range* (fino a 84 km – Durbin 1996a) sia dalle distanze che una lontra può percorrere in una sola notte (circa 16 km in Erlinge 1967 e Green et al. 1984; 24 km dati di questo studio). Nell'unico studio esistente ad una scala inferiore alla nazionale non era stato riscontrato isolamento da distanza (Janssens et al. 2008).

L'isolamento da distanza ad una scala così piccola appare, dunque, ancor più sorprendente di quanto non fosse stato già considerato, da Hans Kruuk (2006: 180), quello documentato nel sopracitato studio svolto nel Regno Unito. Esso, inoltre, potrebbe sottintendere una popolazione effettiva relativamente piccola della lontra nell'area di studio e dunque avere importanti risvolti conservazionistici (op. cit.).

Elementi del paesaggio possono costituire barriere fisiche (Noss et al. 2006), potenzialmente in grado di condizionare o limitare il flusso genico, ma tali motivi non si ritengono i principali nella determinazione del fenomeno documentato.

L'area di studio, infatti, non presenta alcuna pendenza significativa, considerata uno dei possibili fattori possibilmente inibenti la dispersione della lontra in un'area della Francia (Janssens et al. 2008).

Si ritiene che neanche la mortalità stradale, un fattore in grado di rivestire un ruolo nell'isolamento da distanza (Riley et al. 2006; Johnson et al. 2009), sia determinante nell'area di studio. Nonostante l'elevato numero di cadaveri di lontra dovuti proprio ad incidenti stradali documentati nel presente studio, infatti, l'effetto delle due strade presenti nell'area, un'autostrada (A6) ed una strada nazionale ad alto scorrimento (N114), appare quantomeno moderato rispetto a quanto potrebbe accadere in altre specie animali, dal momento che le lontre possono passare sotto i ponti stradali, come documentato anche in Portogallo e proprio in quest'area (Ascensão & Mira 2006; Grilo et al. 2008; oss. pers.). A ulteriore supporto vi sono i risultati delle analisi genetiche effettuate, che hanno rivelato individui imparentati in entrambi i lati delle strade (Fonseca 2010).

Il numero e, soprattutto, l'ubicazione degli invasi artificiali potrebbe costituire, invece, un fattore influente sulle capacità di movimento e dunque sul flusso genico della popolazione di lontre studiata. Janssens et al. (2008), infatti, considerano che l'altro fattore inibente la dispersione delle lontre nel loro caso possa essere proprio la diffusa presenza di zone aride. Tale fattore, però, non dev'essere il principale determinante del fenomeno osservato nella presente ricerca, data la già riferita diffusa connettività dell'idrografia, che include anche numerosi invasi artificiali di ogni dimensione, il cui utilizzo consente alle lontre di sopperire alla mancanza d'acqua durante i periodi di siccità.

L'isolamento da distanza può verificarsi anche in assenza di frammentazione (Aspi et al. 2006). Si considera scartabile l'ipotesi che vedrebbe il ridotto flusso genico come una conseguenza di un ipotetico evento *bottleneck* nella popolazione di lontra. La variabilità genetica della lontra in Europa, infatti, sembra essere generalmente bassa e soltanto localmente elevata, con le popolazioni attuali che si sarebbero originate dall'espansione da una singola popolazione da un rifugio post-glaciale (vd revisione in Mucci et al. 2010). Riguardo la situazione portoghese, poi, si pensa che si sia mantenuta stabile ed in salute nelle ultime decadi (Trindade et al 1998; Foster-Turley et al. 1990) ed in generale sono stati esclusi recenti crolli nelle popolazioni europee (Randi et al. 2003; Mucci et al. 2010).

Si pensa, dunque, che le cause del fenomeno rilevato nel corso della presente ricerca siano da ricercarsi in meccanismi biologici intrinseci alla popolazione studiata, che agiscano da barriere comportamentali. Un ridotto flusso genico può infatti essere una conseguenza dell'organizzazione sociale della specie (Pimm et al. 1989). Anche il potenziale di dispersione di una specie è tra i fattori in grado di influenzare il flusso genico (Gonçalves da Silva 2007).

Nel seguente paragrafo si discutono le evidenze raccolte circa il comportamento di dispersione della specie durante la presente ricerca e si apportano ulteriori argomentazioni all'ipotesi che

l'isolamento da distanza riscontrato sia principalmente determinato da fattori densità-dipendenti (Støen et al. 2006) e da meccanismi biologici intrinseci quali l'evitamento dell'incrocio tra individui consanguinei (Perrin e Goudet 2001; Randall et al. 2007).

5.2.2 Dispersal

Le distanze di dispersione documentate in questo studio, ritenute rappresentative della popolazione poiché rientrano proprio nella scala dei 30-40 km dove sembra verificarsi maggiormente il flusso genico, sono inferiori all'unica riportata in letteratura, di 68 km (Jenkins 1980), sebbene la distanza cumulativa percorsa da M3 sommando tutti i suoi step di dispersione (approssimativamente 67 km ed un'area di 7500 Ha) sia incredibilmente simile a quella rilevata dal suddetto autore in un giovane maschio in Scozia.

La media di 20 km (± 6) nelle distanze di *dispersal* rilevata nella presente ricerca, inoltre, sebbene non troppo differente da quella documentata per due animali in una specie affine (*Lontra canadensis* – Melquist & Hornocker 1983) e dal raggio di 50 km documentato per individui reintrodotti in Olanda (Koelewijn et al. 2010), appare comunque sorprendentemente piuttosto bassa in base alle stesse considerazioni fatte riguardo alla scala fine dell'isolamento da distanza riscontrato (ovvero le elevate capacità di movimento della specie - Erlinge 1967 e Green et al. 1984; 24 km dati di questo studio - e le dimensioni solitamente grandi degli *home-range* - e.g. Green et al. 1984; Kruuk & Moorhouse 1991; Durbin 1996a, 1998).

Distanze di dispersione limitate possono essere una conseguenza di scarsa disponibilità di *habitat* idonei, risorse trofiche e possibilità di accoppiamenti, o possono esser legate a predazione, altri eventi di mortalità o a elevata competizione intraspecifica (Creel & Macdonald 1995; South et al. 2002; Amarasekare 2004; Støen et al. 2006).

Evidenze che il *dispersal* possa essere dipendente dalla densità sono emerse, in modelli ecologici, già negli anni '70-'80 (Hamilton & May 1977) e, più recentemente e specificamente, nei mammiferi (es. Wang & Grimm 2007). In uno studio sul lupo grigio, brevi distanze di dispersione sono state associate ad un aumento nella sovrapposizione degli *home-range* (Lehman et al. 1992 in Gompper & Wayne 1996). Recentemente sono emerse le prime evidenze circa il fatto che il *dispersal* e le distanze di *dispersal* siano effettivamente densità-dipendenti anche nei carnivori (*Ursus arctos* - Støen et al. 2006), laddove precedentemente ciò era stato spesso dibattuto e dimostrato principalmente in micromammiferi (es. Amarasekare 2004). Nello studio di Støen et al. (2006) sull'orso bruno, le distanze di dispersione minori sono risultate legate a condizioni di alta densità di orsi.

Ancora, secondo Perrin e Goudet (2001) brevi distanze di dispersione corrispondono alla distanza sufficiente ad evitare la competizione intraspecifica e l'incrocio tra individui consanguinei.

Si ritiene che per l'area di studio possano essere valide entrambe le ipotesi (nonché l'unione delle due), mentre sembrano meno probabili fattori legati alla predazione, non esistendo predatori di lontre adulte nell'area, o alla disponibilità alimentare, data la già accennata relativamente alta disponibilità di prede, specialmente del gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*), in tutta l'area di studio.

Si è già detto, infatti, di come la densità media stimata nell'area di studio possa essere biologicamente elevata considerando le dimensioni delle aste fluviali e del fatto che tutte le aree vitali degli individui monitorati sono risultate stabili e non sono stati rilevati individui erratici. A fronte di tale densa occupazione del territorio, dunque, giovani maschi in dispersione potrebbero trovare difficoltà nell'individuare territori non occupati e si stabilirebbero nella prima area non occupata che ospiti risorse minime al loro sostentamento. L'interazione, pertanto, tra il tentativo di minimizzare la competizione e l'esigenza di trovare risorse (trofiche e partner sessuali) in un territorio particolarmente denso di conspecifici e generalmente ben dotato di risorse trofiche determinerebbe le corte distanze di dispersione documentate. Data la generalmente omogenea e buona disponibilità di risorse trofiche nell'area, infatti, coprire distanze maggiori in un territorio denso di conspecifici potrebbe essere eccessivamente rischioso in termini di rischio di aggressività da parte di altri maschi e pertanto poco conveniente. Al contrario, dato l'elevato tasso di ricambio della popolazione studiata, la prima morte di un maschio residente in un'area consentirebbe al più vicino maschio subadulto in età di dispersione di stabilirsi nella nuova area senza dover compiere eccessivi spostamenti.

Che la competizione intraspecifica, in particolare tra maschi, possa esercitare un ruolo dominante nelle dinamiche dei movimenti di individui della popolazione di lontra studiata appare tanto più probabile se si tengono in conto: i molteplici casi di aggressività intraspecifica descritti in letteratura (Kruuk 1995; Simpson & Coxon 2000; Simpson 2006); i tre casi già riferiti di ulcere documentati in individui adulti di sesso maschile in questo studio, come detto non documentati in precedenza ed attribuibili a stress da probabile competizione intraspecifica (V. Simpson com. pers.); alcune ferite da conspecifici documentate in almeno due dei maschi radio-monitorati (par. 5.1.3).

Riguardo alla necessità di ridurre l'incrocio tra individui consanguinei, Lehmann e Perrin (2003) hanno mostrato che, in specie dove la dispersione è *male-biased*, la selezione del partner da parte delle femmine può svolgere un ruolo fondamentale in tale processo. In particolare, le femmine

riconoscerebbero i maschi imparentati e li rifiuterebbero come partner sessuali, spingendoli alla dispersione fino ad aree abitate da femmine non imparentate con essi. Tale fenomeno si ritiene plausibile anche per la popolazione di lontre studiata, dal momento che tutte le coppie riproduttive, potenziali ed effettive (in un caso, vd Risultati) monitorate erano costituite da animali adulti non imparentati. Le distanze di dispersione documentate, pertanto, sembrano essere sufficienti ad evitare l'incrocio tra consanguinei.

La correlazione negativa tra grado di parentela e distanza geografica è stata riscontrata negli individui di sesso femminile e non nei maschi, suggerendo che anche in *Lutra lutra* la dispersione sia condizionata dal sesso (Støen et al. 2005), come avviene in gran parte dei mammiferi (Greenwood 1980; Sandell 1989), e che sia in particolare il sesso maschile a disperdersi. Ulteriori elementi a supporto provengono dagli eventi di dispersione documentati tramite radio-telemetria e genetica non invasiva (in un caso, vd Risultati), che hanno riguardato soltanto individui di sesso maschile (N = 4), mentre le due femmine subadulte seguite per lungo tempo non si sono allontanate dall'area natale.

Le evidenze genetiche ed i dati raccolti derivanti dal radio-monitoraggio confermano quanto era stato precedentemente documentato in uno studio condotto su esemplari reintrodotti di *Lutra lutra* in Olanda (Koelewijn et al. 2010) e soltanto ipotizzato su individui selvatici in uno studio di genetica non invasiva (Janssens et al. 2008).

Evidenze simili a quelle presentate sono state ottenute, sempre tramite dati genetici, in altri carnivori, quali un'altra specie di lontra (*Lontra canadensis* - Blundell et al. 2002b), il procione (*Procyon lotor* - Ratnayeke et al. 2002), il puma (*Puma concolor* - Biek et al. 2006), tre specie di orso (*Ursus arctos* - Støen et al. 2005; *Ursus americanus* - Costello et al. 2008; *Ursus maritimus* - Zeyl et al. 2009), la linca (*Lynx rufus* - Croteau et al. 2010) e la volpe grigia (*Urocyon cinereoargenteus* - Glenn et al. 2009).

Se si escludono studi condotti su lontre traslocate o reintrodotte (Saavedra 2002; Sjøåsen 1997; Koelewijn et al. 2010), i 4 casi di dispersione documentati in questa ricerca costituiscono i primi dati diretti di tal genere in questa specie. Precedentemente esisteva, infatti, il già citato ed unico caso, di un maschio intorno all'anno d'età dispersosi, per una distanza di 68 km, in un ambiente d'acqua dolce in Scozia, identificato tramite marcatura con zinco radioattivo e successivo monitoraggio degli escrementi (Jenkins 1980).

L'approccio radio-telemetrico utilizzato nella presente ricerca ha permesso non soltanto la stima delle distanze massime di dispersione, ma anche di seguire le traiettorie effettivamente percorse dagli individui marcati, ricostruendone i vari step, e di verificare la stabilizzazione in un nuovo

territorio, escludendo la possibilità che si trattasse di *occasional sally* (Powell 2000), nonché di comprovare un caso di dispersione effettiva, ovvero con successo riproduttivo (M3 - vd Risultati).

Anche nella presente ricerca, come in quella svolta su di una specie affine, la *Lontra canadensis* (Melquist & Hornocker 1983), gli esemplari dispersi hanno mostrato un comportamento di dispersione progressivo e non un unico evento con movimenti decisi. Particolarmente interessante, in tal senso, è stato l'evento riguardante M3, dato che questo animale si era stabilito nel suo nuovo *home-range* dopo aver errato in diverse direzioni durante le quattro fasi di dispersione da lui intraprese (Ovest, Sud-Ovest, Nord-Est, Ovest/Sud-Ovest. Purtroppo è stato investito proprio quando sembrava stesse iniziando un ulteriore movimento di esplorazione di nuovi territori, pur essendosi stabilito oramai da tempo nell'area precedente, dove si era anche riprodotto). Questi dati sono diversi da quanto predetto a livello generale tramite simulazioni effettuate a computer, dalle quali risulterebbe che un maggiore successo nella *dispersal* da parte degli animali possa essere legato principalmente a movimenti correlati unilaterali (Zollner & Lima 1999). E la differenza con queste simulazioni appare ancor più marcata se si considera che sarebbe stato lecito aspettarsi un comportamento di dispersione con movimenti correlati ed unilaterali in una specie, come la lontra, legata ad *habitat* lineari.

E' inoltre interessante notare come in tutti e tre i casi in cui è stato possibile seguire le rotte di dispersione seguite dagli individui monitorati, gli animali, partendo da siti d'origine simili (M5 e M8 rispetto a M3) o uguali (M5 e M8, che erano fratelli), hanno finito per stabilirsi nella stessa area (in tempi diversi). Tali dati sembrano pertanto suggerire una certa selezione per quest'area (corridoio di dispersione? - Harris & Scheck 1991 apud Crooks & Sanjayan 2006) da parte di giovani maschi in cerca di nuovi territori, forse dovuta a particolari condizioni presenti nell'area (cibo, femmine, invasi artificiali o *patch* con acqua) o all'assenza di altri maschi dominanti. Tale ipotesi meriterebbe maggiori approfondimenti e studi mirati (e.g. Hargrove et al. 2004), che oltre a fornire ulteriori informazioni circa il comportamento di dispersione della specie potrebbero essere utili anche per la sua conservazione. Due su tre dei maschi subadulti in dispersione monitorati sono stati infatti vittime di incidenti stradali fatali proprio nella stessa strada (N114) e area, e sarebbe importante poter capire se tale area costituisce una zona *sink* (Pulliam 1988) e se anche in *Lutra lutra* gli individui che si disperdono possono essere maggiormente esposti al rischio di mortalità come avviene in altre specie (es. Kokko & López-Sepulcre 2006; studi citati apud Blanco & Cortés 2007; Johnson et al. 2009). Qualora dovesse essere confermata la criticità di questa strada/area come fattore di mortalità per la popolazione di lontra nell'area di studio, ad esempio tramite la realizzazione di modelli integranti dati di presenza e rischio di mortalità

(Falcucci et al. 2009), sarebbe infatti opportuno operare interventi di gestione mirati a mitigare il rischio di investimenti.

La differenza nel periodo di inizio del *dispersal* documentata nei due fratelli potrebbe infine far avanzare una possibile ipotesi e cioè che il comportamento di dispersione in questa specie possa essere mediato in qualche misura anche dai tratti individuali, tra i quali anche la personalità dell'individuo (Cote et al. 2010). M8, infatti, l'individuo dispersosi per primo, aveva mostrato in fase di manipolazione un comportamento molto più aggressivo rispetto al fratello (M5) nonché un peso superiore di 1,2 Kg al momento della cattura, avvenuta soltanto due mesi e mezzo dopo quella di M5. Aumentando il campione di individui subadulti di lontra eurasiatica monitorati sarebbe possibile approfondire anche tale speculazione.

5.2.3 Interazioni sociali

Le conoscenze sull'organizzazione socio-spaziale di *Lutra lutra* sono scarse e frammentarie (Chanin 2003; Kruuk 2006; Ó Néill et al. 2009).

Essa è stata comunemente definita una specie solitaria e territoriale (Erlinge 1967, 1968; Mason & Macdonald 1986; Kruuk 1995,2006), sebbene, come detto nell'Introduzione, per poter classificare una specie come solitaria occorrerebbe provare un basso grado di interazioni dinamiche positive tra gli individui e l'assenza di cooperazione tra gli stessi (Sandell 1989). Nel caso della lontra eurasiatica, la verifica di tali presupposti manca, essendo stati svolti sinora principalmente studi tramite osservazioni dirette (Jenkins 1980; Kruuk & Moorhouse 1991; Kruuk 1995), tracciatura su neve o substrato molle (Erlinge 1968), mentre in quelli di *radio tracking* (Green et al. 1984; Ruiz-Olmo et al. 1995, 2007; Sjöåsen 1997; Saavedra 2002; Ó Néill et al. 2009) non sono state effettuate tali analisi. Indagini simultanee di interazioni statiche e dinamiche (Doncaster 1990; Powell 2000) erano state invece realizzate in una specie simile, *Lontra canadensis* (Gorman et al. 2006).

Nel presente studio, l'analisi delle interazioni sociali ha apportato nuove evidenze che contribuiscono ad accrescere i sospetti di una certa flessibilità nella struttura sociale di questa specie (Kruuk & Moorhouse 1991; Kruuk 1995, 2006; H. Kruuk com. pers.; Quaglietta et al. 2011).

Da un lato, i risultati delle interazioni statiche hanno confermato che anche nell'area di studio *Lutra lutra* rientra nel modello classico descritto per i mustelidi (Powell 1979), che prevede la segregazione territoriale individuale intrasessuale, con i territori dei maschi sovrapposti a quelli di più femmine, in accordo con quanto documentato anche in ambiente temperato (Erlinge 1968; Green et al. 1984; Ó Néill et al. 2009). Tale schema è supportato anche dai dati sulla dispersione

male-biased, dal momento che questa è solitamente più frequente proprio nei sistemi poliginici (Greenwood 1980; Dobson 1982).

Dall'altro, però, emergono diverse evidenze che contrastano con quanto descritto in letteratura.

La discreta percentuale di sovrapposizione tra aree ad alta intensità d'uso riscontrata tra coppie di animali di sesso opposto, sembra, infatti, indicare un'elevata condivisione nell'utilizzo del territorio, contrariamente a quanto precedentemente documentato (Kruuk & Moorhouse 1991).

L'alto grado di "attrazione reciproca" (Powell 2000) riscontrato nelle interazioni dinamiche, poi, è maggiore di quanto ci si dovrebbe attendere in una specie tipicamente solitaria (Sandell 1989), e contrario a quanto riscontrato in precedenza (Erglinge 1968; Kruuk & Moorhouse 1991).

Ulteriori differenze sono rappresentate dai numerosi casi di condivisione di un rifugio diurno documentati, fenomeno mai osservato da Kruuk & Moorhouse (1991) nello studio condotto nelle Shetland. Ancor più sorprendente è la condivisione del rifugio, osservata nel corso del presente lavoro, sia tra i due maschi fratelli (anche in seguito alla dispersione di M8) sia tra femmine e maschi adulti, anche quando le prime si trovavano con cuccioli che non appartenevano al maschio in questione. In letteratura, infatti, viene descritto un comportamento solitario, fortemente territoriale ed aggressivo da parte delle femmine con prole nei confronti dei maschi adulti (Kruuk 1995, 2006: 7), anche quando questi ultimi sono i padri (Kruuk 2006: 90), probabilmente a causa degli infanticidi che essi possono compiere (Simpson & Coxon 2000; Simpson 2006).

Infine, da dati non riportati nella presente tesi, provenienti dalle sessioni di monitoraggio continuato, risulta che alcune coppie M-F monitorate hanno passato una grande proporzione di tempo venendo localizzate contemporaneamente nello stesso sito. Tali evidenze sono importanti dal momento che mostrano come le interazioni "positive" ottenute in base alle localizzazioni singole non fossero soltanto fenomeni puntuali ma che la coppia condividesse effettivamente una grande quantità di tempo insieme. Tali dati confutano il dubbio che potrebbe sorgere circa l'inopportunità di considerare come "attrazioni" le interazioni soltanto in base alla corta distanza esistente tra i due individui localizzati e che potrebbero invece trattarsi di animali in atteggiamenti minacciosi o di aggressività: se ciò fosse stato vero non si sarebbe documentato con tale frequenza nelle analisi delle interazioni dinamiche ottenute tramite le localizzazioni puntuali e soprattutto non avrebbero passato gran parte del tempo insieme in modo continuo.

Mostrando una sovrapposizione sia spaziale (anche a livello di *microhabitat* come può essere un rifugio diurno) che temporale elevata, le coppie (in particolare quelle maschio-femmina, più numerose come campione) di lontre monitorate si discostano da quanto era stato descritto in

studi precedenti (Erlinge 1968; Green et al. 1984; Kruuk & Moorhouse 1991; Kruuk 1995, 2006).

I risultati presentati costituiscono una novità considerando in particolare che notoriamente si pensava che individui di sesso opposto si incontrassero soltanto per la riproduzione (Sandell 1989), in particolare pochi giorni prima, durante e dopo l'accoppiamento (Kruuk 1995, 2006).

In particolare, la frequenza con cui maschi e femmine sono stati trovati associati, suggeriscono che, perlomeno in quest'area, la specie possa essere più sociale di quanto si pensi.

Aumentando il tempo passato insieme alle femmine, i maschi massimizzerebbero le possibilità di paternità potenzialmente basse a causa dell'elevata densità di lontre nell'area. Appare, però, interessante rimarcare nuovamente l'assiduità nelle interazioni tra maschi e femmine anche quando i primi non sono risultati essere i padri della discendenza delle seconde. In questo caso, il ricorso alle tecniche molecolari ha assolto in pieno la sua funzione, permettendo di sfatare alcune impressioni da campo sull'apparente paternità dei maschi in questione (Gompper & Wayne 1996). Tali impressioni, dettate da conoscenze pregresse provenienti dalla letteratura, riguardavano il fatto che coppie di individui di sesso opposto costituite da una femmina con un maschio adulto o di taglia adulta non imparentati tra loro dovessero riguardare essenzialmente partner sessuali (Kruuk 2006), mentre in almeno due casi è stato provato che ciò non era vero e che pertanto gli individui in questione interagivano o per fini diversi dalla riproduzione oppure che le femmine in questione avevano accoppiamenti multipli.

Si potrebbe, inoltre, addirittura azzardare che vi possa essere un qualche contributo da parte dei maschi nelle cure parentali, come invece sinora assolutamente escluso in letteratura (Sandell 1989; Kruuk 2006). Tale ipotesi era stata avanzata in uno studio su un'altra specie di mustelide, la martora, in cui era stata documentata un'elevata frequenza di tempo trascorso insieme (43 %) da parte di un maschio ed una femmina (Genovesi 1993; Genovesi e Boitani 1997; Genovesi et al. 1997).

Le evidenze sin qui riportate dunque forniscono elementi a favore di una possibile plasticità anche all'interno di *Lutra lutra* e non solo in specie affini come *Lontra canadensis* o altri Lutrini (vd Introduzione). In precedenza questa flessibilità era stata ipotizzata soltanto in un contesto completamente diverso e peculiare quale quello delle coste delle isole Shetland, in Scozia, dove era stata documentata la formazione di “*group range*” (Kruuk & Moorhouse 1991; Kruuk 1995, 2006).

5.2.4 Home-range

Il tempo medio necessario all'identificazione di un HR (45 giorni o 49 *fix*) è inferiore ai 2 - 4 mesi riportati in uno studio di *radio tracking* di lontra eurasiatica condotto lungo le coste delle Shetland (Scozia - Kruuk & Moorhouse 1991), ma ben superiore alle 13 localizzazioni di un altro studio in ambiente temperato (Irlanda - Ó Néill et al. 2009). Non essendo disponibili dati negli altri studi esistenti in letteratura non sono possibili ulteriori comparazioni.

Essendo, come detto, la presente ricerca quella con il maggior campione in termini di numero di animali monitorati per lunghi periodi di tempo, si ritiene che la stima fornita sul numero minimo di localizzazioni per l'identificazione di un HR sia piuttosto affidabile, almeno per ciò che concerne la popolazione studiata. Le marcate differenze, dunque, in particolare con lo studio irlandese citato, sono da imputarsi a eventuali differenze comportamentali della specie in un contesto climatico diverso o ad una sottostima degli HR irlandesi (o entrambi i fattori). Quest'ultima ipotesi è tanto più probabile in quanto queste stime sono state ottenute soltanto sui *fix* diurni (Ó Néill et al. 2009) pur non essendovi evidenze di un'attività prevalentemente diurna in quell'area. In effetti, l'approccio utilizzato per la classificazione di un HR stabile nel suddetto studio, basato sull'assenza di variazione nell'estensione dell'HR in step di 3 *fix* consecutivi con cadenza diurna, potrebbe essere poco conservativo. A tal riguardo, nella presente ricerca sono stati documentati numerosi casi in cui dopo 20-30 ed a volte 50 *fix* iniziali (con una frequenza persino minore di quella diaria) subentrava poi uno *shift* nel grafico dell'espansione degli HR. Nonostante tale comportamento possa essere legato alle caratteristiche ambientali altamente variabili presenti nell'area di studio (che porterebbero a repentini cambiamenti nell'uso dello spazio delle lontre ivi residenti), si ritiene che queste evidenze suggeriscano la necessità di un monitoraggio a lungo termine per identificare con discreto margine di sicurezza l'HR di un individuo (vd anche Borger et al. 2006).

Il fatto, inoltre, che le stime di HR ottenute senza *outlier* siano risultate sempre statisticamente differenti (maggiori) rispetto a quelle totali, sia per le estensioni lineari che per le superfici, mostra ancora una volta cosa possa implicare la scelta del metodo di stima degli HR (op. cit.).

In base alla velocità massima riscontrata, una lontra nell'area di studio impiegherebbe circa 2 ore a coprire l'intera estensione del proprio HR; ne sarebbero necessarie ventisei, di ore, qualora si prenda in considerazione la velocità media. In entrambi i casi, la frequenza utilizzata nel presente protocollo (1 *fix* ogni trentasei ore) appare dunque corretta ai fini di un radio-monitoraggio che preveda la massimizzazione dei rilevamenti pur limitando al contempo l'autocorrelazione fra essi (Samuel & Fuller 1994).

L'approccio scelto per le analisi di *site fidelity* si è rivelato interessante. La *K-Network Function*, infatti, è stata in grado di rilevare differenze nell'uso dello spazio degli animali, tenendo conto del loro comportamento strettamente legato all'ambiente lineare (vedi par. 4.3.3). Da tali analisi si evince che localizzazioni più vicine tra loro nello spazio sono più raggruppate di quanto non lo siano quelle ad una distanza maggiore e tale *pattern* potrebbe essere legato non solo alla fedeltà agli *home-range* annuali ma anche all'esistenza di *core area* all'interno dei territori degli animali monitorati. Mentre il *pattern* di M3 (vedi Appendice 9) potrebbe esser dovuto al comportamento di *dispersal* mostrato da quest'animale. Tramite indagini future sarebbe interessante approfondire le potenzialità di questa metodologia (*K-Network Function*), al fine di comprendere se possa essere utilizzata ad esempio anche per l'identificazione di eventi di *dispersal* (oltre alle analisi di *site fidelity*).

Alcuni studi hanno rilevato molteplici differenze in seguito all'uso di differenti estimatori di *home-range* (e.g. Gallerani Lawson & Rodgers 1997; Borger et al. 2006). Nel caso della lontra i metodi più utilizzati sono quelli deterministici dell'estensione lineare di reticolo idrografico utilizzato ed un approccio misto con il *kernel* (per maggiori dettagli vd Metodi). Anche nel presente lavoro, le quattro differenti stime fornite (estensione lineare totale, estensione lineare senza *outlier*, superficie e superficie senza *outlier*) hanno mostrato differenze sensibili (vd par. 4.3.2).

La stima dell'estensione media lineare (L_{95}) è di circa 17 Km per le femmine (o 21 km come L_{tot}) e 39 per i maschi (o 48 km come L_{tot}), o, in termini d'area (A_{95}), rispettivamente 22,5 Ha (26 Ha come A_{tot}) e 92,7 Ha (95 Ha come A_{tot}).

Tali valori rientrano ampiamente nell'intervallo di 3,5 - 84 km riportato in letteratura per altre aree (Green et al. 1984; Ruiz-Olmo et al. 1995; Kruuk 1995, 2006; Durbin 1996a, 1998; Ó Néill et al. 2009; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea. Non sono stati inclusi gli studi condotti con metodiche diverse dal *radio tracking*, quali censimenti tramite impronte, visivi o sulla distribuzione e densità di *spraint*, o dati su popolazioni reintrodotte).

In particolare, i valori degli HR (L_{tot}) non sono molto dissimili dalle medie documentate in un progetto di reintroduzione condotto in Spagna, in cui una parte delle lontre reintrodotte provenivano proprio da popolazioni selvatiche portoghesi (maschi = 39 km; femmine = 30 km – Saavedra 2002) ed ai valori massimi rinvenuti in uno studio di genetica non invasiva in Francia (F: 2-23 km; M: 2-41km - Janssens et al. 2008). Non si discostano poi molto neanche dai valori rilevati per 6 maschi (39 km) e 10 femmine (19 km) in ambienti d'acqua dolce della Scozia,

calcolati con lo stesso metodo utilizzato nella presente ricerca (L_{tot}) (Green et al. 1984; Durbin 1998; Kruuk et al. 1993; Kruuk 2006). Comparando le A_{tot} , però, emergono alcune differenze con i valori scozzesi, essendo i valori dei maschi del presente progetto superiori rispetto a quelli della Scozia in misura maggiore di quanto non lo fossero le L_{tot} (95 Ha portoghesi contro i 63 Ha scozzesi), mentre le femmine, al contrario, hanno superfici minori rispetto ai 34 Ha delle corrispettive scozzesi. Tale esempio mostra come sia effettivamente più corretto l'utilizzo di una stima che fornisca anche indicazioni sulla larghezza dei corsi d'acqua utilizzati dalle lontre, come già suggerito proprio da Kruuk e collaboratori (Kruuk & Moorhouse 1991), per evidenziare eventuali differenze dovute alle aree di studio.

La relativa similitudine tra i valori dell'estensione degli HR rilevati in diverse aree è in accordo con la già discussa similitudine tra i valori di densità e proverebbe anch'essa come l'organizzazione spaziale della lontra abbia dei forti determinanti biologici intrinseci alla specie (vd par. 5.1.2).

La differenza di grandezza tra le aree vitali dei maschi e quelle delle femmine è in accordo con quanto atteso per i mammiferi (es. Macdonald 1983; Clutton-Brock 1989) e riportato anche per i mustelidi (Powell 1979; Johnson et al. 2000) e la lontra eurasiatica (Erlinge 1967; Green et al. 1984; Kruuk 1995, 2006; Durbin 1998; Sjöåsen 1997; Saavedra 2002; Ó Néill et al. 2009).

Tale fenomeno in *Lutra lutra* è probabilmente in parte dettato dalla maggiore taglia dei maschi e quindi da esigenze energetiche maggiori (McNab 1989; Kruuk 1995, 2006). In effetti in molti altri studi è stato documentato un aumento delle dimensioni degli *home-range* al crescere della massa corporea e dunque delle esigenze energetiche degli animali (es. Gittleman & Harvey 1982; Lindstedt et al. 1986; Ottaviani et al. 2006).

Anche il modello selezionato dalle analisi di regressione multipla mostra come la quasi totalità della variabilità dell'estensione degli HR stagionali dipenda dal sesso e dall'età dell'individuo. L'elevato potere esplicativo di queste due sole variabili, unitamente alla similarità tra le stime degli *home-range* ottenute in questa ricerca ed in aree diverse anche temperate, potrebbero indicare esigenze minime di spazio intrinseche alla specie ed indipendenti dalle pur completamente diverse condizioni ambientali riscontrabili nelle diverse aree. In tal ottica, si noti come se si esprimono le stime degli HR ottenute in termini di superficie queste risultano coerenti con quanto ci si attenderebbe per un carnivoro delle dimensioni di una lontra (vd Kruuk 1989 e Macdonald 1980b apud Kruuk 2006).

Nonostante i maschi monitorati nel presente progetto presentino una percentuale di grandi invasi artificiali all'interno dei loro HR leggermente superiore rispetto alle femmine, la composizione in termini di *habitat* degli HR dei due sessi è risultata simile (par. 4.6.3). Ciò si discosta dalle poche osservazioni sull'argomento riportate in letteratura, dove di solito viene indicata una distribuzione delle femmine maggiormente lungo gli affluenti e i laghi, mentre i maschi sembrano frequentare soprattutto le aste principali (Green et al. 1984; Kruuk 1995, 2006; Durbin 1996a). Il motivo potrebbe risiedere nella quasi totale mancanza di grandi fiumi nell'area di studio.

Le dinamiche di uso dello spazio sono condizionate anche dal sistema d'accoppiamento (Emlen & Oring 1977). Pertanto, oltre alla differenza in termini di biomassa, è atteso che l'estensione delle aree vitali dipendano anche dalle esigenze riproduttive dei maschi. Questi, secondo il modello di organizzazione spaziale dei carnivori solitari (Sandell 1989), sarebbero condizionati dalla dispersione delle femmine. Un maschio adulto cercherebbe di stabilirsi in un *home-range* sovrapposto a quello del maggior numero di femmine possibile (Erglinge 1968; Kruuk 1995, 2006). Il sistema poliginico in un carnivoro solitario starebbe pertanto alla base della riscontrata differenza tra le dimensioni degli *home-range* nei due sessi, come avviene anche in altri carnivori (e.g. Gehrt & Fritzell 1998; Ferguson et al. 2009). I dati forniti da questo studio sono in accordo con questa ipotesi, in quanto tutti i maschi adulti o subadulti monitorati vivevano in territori (*home-range*) sovrapposti a quelli di almeno una o più femmine (vd par. 4.3.5 e 5.2.3). Sia i dati delle interazioni sociali che quelli sulle aree vitali sembrano dunque decisamente confermare il modello della territorialità intrasessuale osservato in molte specie di mustelidi (Powell 1979) e anche per la lontra eurasiatica in aree temperate (Ó Néill et al. 2009).

Un altro fattore che abitualmente influenza l'estensione delle aree vitali è la distribuzione ed abbondanza delle risorse trofiche (es. Macdonald 1983).

La lontra europea è stata più volte indicata come specie limitata dalla disponibilità e abbondanza delle risorse trofiche (Kruuk et al. 1987, 1991, 1993; Kruuk 1995, 2006; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002, 2007), in quanto queste sembrano influire proprio sull'uso dello spazio e sulla demografia del mustelide (Kruuk et al. 1993; Kruuk 1995, 2006; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2007) oltre che sul suo ciclo riproduttivo (Kruuk et al. 1987; Kruuk 1995; Heggberget & Christensen, 1994; Ruiz-Olmo et al. 2002, 2009). In particolare sembra che la lontra sia assente, non frequenti di continuo o non si riproduca in quelle aree dove la produttività trofica è inferiore ai 5-10 g di cibo al m² (Kruuk et al. 1993; Ruiz-Olmo et al. 2001a).

Si ritiene, tuttavia, che la quantità di prede presente nell'area di studio non abbia influito più di tanto nella formazione dei *range* delle lontre monitorate. La fauna ittica presente all'interno di questi ultimi durante il periodo di monitoraggio è infatti piuttosto ben distribuita nel territorio e pressoché abbondante (media nei tratti campionati intorno ai 50-70 g/m² - L. Quaglietta dati non pubblicati), come detto anche precedentemente (par. 5.1.3). Anche in periodi di scarsità di specie ittiche come fine estate-inizio autunno, le lontre dell'area di studio hanno infatti sempre mantenuto *home-range* stabili grazie al consumo di specie invasive (specialmente il gambero rosso della Louisiana) pressoché continuamente disponibili (Quaglietta et al. 2009a) ed alla frequentazione degli invasi artificiali. Questi ultimi, infatti, costituendo serbatoi di resilienza durante la stagione secca sia per la fauna ittica (Sousa et al. in prep.) che per il crostaceo decapode, sebbene esso fosse maggiormente presente nei sistemi lotici (Serrentino 2009 Tesi di Laurea; L. Quaglietta dati non pubblicati), si ritiene abbiano consentito un risparmio in termini di estensione degli HR delle lontre monitorate.

Nel paragrafo seguente vengono discussi gli effetti della risorsa idrica sul *ranging behaviour* della specie in un contesto mediterraneo.

5.3 Movimenti

5.3.1 *Pattern* generali: comparazione con la bibliografia

Pur con la cautela dovuta alla diversità geografica dei contesti analizzati, si sono comparati i *pattern* di movimento della presente ricerca con gli unici dati disponibili in letteratura su individui selvatici di una popolazione nativa di *Lutra lutra*, quelli riferiti ad aree temperate, quali la Svezia (Erlinge 1967) e la Scozia continentale (Green et al. 1984; Durbin 1996a).

I parametri di movimento orari sono mediamente inferiori, dell'ordine di circa 3 volte, rispetto a quelli scozzesi (Durbin 1996a), con l'unica eccezione dei tassi di rivisita, superiori in Portogallo (in media rispettivamente 2,04, contro l'1,3 scozzese).

Tale differenza è senz'altro in parte provocata dalla scelta effettuata nella presente ricerca di utilizzare, nel conteggio dei parametri di movimento, il tempo totale e non (necessariamente) soltanto quello speso in attività dalle lontre, come avvenuto nello studio dell'autore sopracitato. Ciò ha infatti probabilmente portato ad un abbassamento generale dei valori medi orari dei *pattern* orari di movimento. Si ritiene, tuttavia, che la differenza riscontrata non sia totalmente

dovuta a tale opzione ma che rispecchi anche reali differenze nel comportamento della lontra nelle due aree, possibilmente dovute a differenze insite in queste ultime.

Se ciò è vero, le lontre portoghesi sembrano spostarsi meno estesamente ma rivisitare più frequentemente gli stessi siti rispetto a quelle scozzesi.

Dal momento che le dimensioni dei fiumi nelle due aree di studio sono simili, le principali differenze si pensa possano risiedere: nell'abbondanza e dispersione delle risorse trofiche (es. Mitchell & Powell 2004; e Somers & Nel 2004, per quanto riguarda un'altra specie di lontra, la *Aonyx capensis*), in quanto i corsi d'acqua scozzesi erano oligotrofici (Durbin 1996a), mentre quelli del presente progetto, come detto, ospitano in media una discreta disponibilità di prede; nelle strategie di caccia delle lontre riguardo le principali specie preda (es. Zimmermann et al. 2007), queste ultime alquanto diverse nelle due aree (Durbin 1996a; Quaglietta et al. 2009a; oss. pers.); ed in generale in una possibile diversa densità di lontre. L'ipotetica maggiore densità e dunque territorialità nella popolazione portoghese, infatti, unitamente con una maggiore abbondanza (e/o minor dispersione) delle risorse trofiche, potrebbero comportare una riduzione dell'estensione media degli *home-range*, con conseguente aumento del tasso di rivisita degli stessi siti all'interno dell'area vitale per poter soddisfare le esigenze trofiche ed al contempo per marcare il territorio proprio al fine di limitare la competizione intraspecifica.

Un'ulteriore spiegazione alla differenza riscontrata può essere rappresentata dal fatto che la presente area di studio è ricca in invasi artificiali dalle piccole dimensioni, mentre questa tipologia d'*habitat* manca nell'area scozzese. L'intenso uso di questi piccoli sistemi lentic (*pond*) da parte delle lontre portoghesi spiegherebbe, dunque, i più elevati tassi di rivisita, i quali, a loro volta, avvalorerebbero l'ipotesi circa l'elevata importanza dei *pond* per le lontre (vedi par. 5.6.1 in seguito).

In comune con lo studio di Green e collaboratori (1984), invece, sono state documentate ingenti distanze totali percorse anche quando l'animale in questione ritornava, a fine sessione, nello stesso rifugio diurno dal quale era partito, come testimoniato dal test sulla differenza tra i valori medi del *Final Net Displacement* e della *Final Cumulative Distance* (par. 4.5.1). Ciò è un'ulteriore conferma all'ipotesi, avanzata in questo studio (vedi paragrafi 5.6.1 e 5.6.3), che il comportamento spaziale della lontra sia determinato principalmente dall'ubicazione dei siti di riposo e da esigenze alimentari (e, dunque, dalla disposizione delle *food patch* nel territorio). Le lontre, cioè, minimizzerebbero la distanza dai siti di rifugio, cercando, al contempo, di massimizzare le possibilità di caccia. Qualora i siti con maggiore disponibilità di prede siano sparsi nello spazio, esse sarebbero dunque costrette a compiere ingenti spostamenti, allontanandosi anche di decine di chilometri dal punto di partenza, ma, spesso, facendovi ritorno.

Viceversa, nei casi in cui le *patch* ricche di cibo siano vicine ai rifugi, le distanze medie percorse si accorcerebbero notevolmente. Tramite indagini future (attualmente in corso) sui *pattern* di utilizzo dei rifugi diurni sarà possibile valutare ulteriormente tale ipotesi.

A dispetto di parametri di movimento generalmente bassi, gli spostamenti massimi effettuati nel corso di una singola notte sono, invece, considerevoli. La distanza massima percorsa in una notte è risultata, infatti, di 24,2 km, superiore ai 16 km ed ai 16,2 km riportati rispettivamente da Erlinge (1967) e da Green et al. (1984).

La velocità media (0,21 m/s) è inferiore rispetto agli 0.89 m/s calcolati come velocità di preferenza in lontre eurasiatiche in immersione da Pfeiffer e Culik (1998), in uno studio sul consumo d'ossigeno di questa specie all'interno di un canale artificiale di uno zoo.

Ciò non sorprende, dal momento che lontre in natura sono soggette ad una serie di stimoli completamente diversi rispetto agli animali che vivono in un giardino zoologico (quest'ultime, ad esempio, venendo artificialmente nutrite possono spendere maggiore tempo in attività di gioco, mentre la continua esigenza di nutrirsi in quelle selvatiche risulterebbe in un maggior numero di pause nel nuoto, per poter catturare e consumare le prede, e, dunque, velocità ridotte nel computo totale).

Più interessante, invece, notare come le velocità medie riportate nella presente ricerca siano inferiori anche a quelle osservate in tre individui radio-monitorati in Scozia (Green et al. 1984). Anche in questo caso si ritiene che tale differenza sia dovuta principalmente a differenze nella disponibilità delle prede e, forse, nella densità di conspecifici. I valori massimi della velocità nelle lontre portoghesi (14 km/h e 16 km/h rispettivamente in maschi e femmine) sono, tuttavia, considerevolmente maggiori di quelli delle lontre scozzesi (4,4 e 3 km/h) registrati da Green e collaboratori (1984). In questo caso, però, l'entità della differenza riscontrata tra i due studi potrebbe esser dovuta al limitato campione dello studio scozzese ed al fatto che in esso le distanze percorse dalle lontre erano state soltanto parzialmente ed irregolarmente registrate (Green et al. 1984: 110).

La velocità massima di 16,3 km/h (o 4,75 m/s) osservata è, invece, molto simile a quella misurata attraverso uno scanner a raggi infrarossi utilizzato in uno studio scozzese su lontre selvatiche (4,3 m/s – Garcia de Leaniz et al. 2006). Quest'elevata velocità si riferisce a spostamenti decisi (assegnati come "*travelling*") avvenuti presumibilmente più in acqua che non sul terreno. Pur non essendoci, infatti, forti correnti nell'area di studio (ma anzi il più delle volte i torrenti sono caratterizzati da una pressoché totale assenza di flusso), movimenti nella matrice del paesaggio non si sono quasi mai evinti e le velocità maggiori sono correlate positivamente con la stagione umida, in cui la disponibilità d'acqua è certamente maggiore.

Come detto, attraversamenti della matrice del paesaggio sono stati raramente documentati (massima distanza totale coperta di circa 0,8 km) anche nella presente ricerca (vedi anche Green et al. 1984; Melquist & Hornocker 1983 su *Lontra canadensis*), con tutte le lontre monitorate (N = 19 includendo anche quelle marcate con zainetto GPS) che hanno mostrato un'alta fedeltà all'*habitat* acquatico, testimoniata dalla bassissima distanza media rilevata tra tutte le localizzazioni e l'acqua (par. 4.5.1).

Mentre nello studio scozzese citato i movimenti extra-ripariali sono stati interpretati come dovuti all'evitamento, da parte delle lontre, di forti flussi d'acqua nei torrenti, nella presente ricerca si ritiene che le lontre abbiano optato (con bassissima frequenza) per tale comportamento indipendentemente dalla corrente (come detto quasi sempre piuttosto bassa), probabilmente soltanto ai fini del risparmio energetico. La distanza percorsa da un animale viene infatti considerata come una misura del consumo energetico (Kenward 2001), ed in tal senso tagliare un campo di "montado" per poche centinaia di metri invece di percorrere qualche chilometro lungo il torrente può essere più vantaggioso, soprattutto se nei torrenti non sono presenti fonti di cibo, come spesso avviene durante la stagione secca (quando essi seccano per lunghi tratti).

5.3.2 Ipotesi sulla territorialità

Ogni notte, pur coprendo distanze complessivamente elevate, le lontre monitorate hanno utilizzato in media una porzione relativamente piccola rispetto all'estensione totale del proprio *home-range* annuale (corrispondente al 12 % nel caso dei maschi ed al 17 % in quello delle femmine), tornando spesso allo stesso sito di riposo diurno dal quale erano partite o cambiandolo, ma terminando comunque l'attività in un altro rifugio. Le distanze complessive percorse durante tutta la notte (*Cumulative Distance*) sono infatti quasi sempre maggiori sia rispetto agli spostamenti lineari dal sito di partenza (*Net Displacement*) che alla porzione di *home-range* utilizzata (*HR_cycle*).

Le percentuali del 12 e 17 % qui riportate sono inferiori al 25-30 % osservato da Erlinge in Svezia (1967). In questo studio, l'autore calcola che ad una lontra servirebbero 3-4 notti per coprire l'intera estensione del proprio *range*, come è stato effettivamente da lui osservato. Nella presente ricerca il tempo corrispettivo si attesterebbe intorno alle 6-8 notti. In realtà, però, nonostante sia stata notata una certa ritmicità nei movimenti delle lontre monitorate e la rivisita alle stesse porzioni dei loro *home-range*, la variabilità climatica e conseguentemente idrica (e dunque trofica) dell'area di studio si ritiene abbia determinato ritmi più variabili nel comportamento spaziale degli animali rispetto a quelli più regolari riscontrati in un ambiente

relativamente stabile quale quello svedese (assumendo che i valori riportati da Erlinge non siano eccessivamente sottostimati a causa della tecnica da egli utilizzata, della tracciatura su neve o substrato fangoso).

Tale variabilità renderebbe, dunque, lento e difficile il *patrolling* dell'intero *home-range* da parte delle lontre portoghesi. Un processo di *patrolling* lento rispetto all'ampiezza delle dimensioni dell'*home-range* della specie è stato documentato anche in altri carnivori, tra i quali la lince eurasiatica (Jędrzejewski et al. 2002) e il gatto endemico dell'isola Iriomote (Schmidt et al. 2003); ed esso è stato associato nel primo caso ad un aumento nella sovrapposizione spaziale dei *range* e nel secondo all'isolamento in cui la popolazione studiata era confinata.

Nella presente ricerca, invece, le aree vitali degli animali monitorati (dello stesso sesso) non appaiono mai sovrapposte (par. 4.3.5) e la popolazione non sembra assolutamente isolata. Le lontre devono, dunque, trovare altri meccanismi per evitare la competizione intraspecifica e tra questi si ritiene che un ruolo chiave venga svolto dal comportamento di marcatura del territorio. Attraverso la comunicazione olfattiva (Gorman & Trowbridge 1989; Gosling & Roberts 2001a; Kean et al. 2011), infatti, questi mustelidi sembrano segnalare il proprio stato sociale (Rostain et al. 2004), probabilmente al fine di difendere passivamente *patch* dei propri *home-range* particolarmente ricche di risorse, evitandone o limitandone l'accesso ad altri individui (Erlinge 1968; Kruuk 1992, 1995, 2006). Evidenze, in tal senso, provengono da analisi preliminari dei dati sul comportamento di marcatura raccolti all'interno del presente progetto di ricerca, che hanno verificato una relazione significativa tra l'abbondanza di *spraint* e la distanza dai margini degli *home-range* delle lontre monitorate (vedi anche par. 5.6.5c in seguito) ed in generale una forte correlazione tra la frequenza di visita di settori di reticolo idrografico da parte delle lontre e la presenza e abbondanza degli indizi di presenza di lontra ($R = 52,4$; $P = < 0,0001$ - Quaglietta et al. 2009b), nonché l'assidua marcatura di elementi vitali durante la stagione secca quali le pozze d'acqua isolate o i siti ad elevata biomassa di prede (Quaglietta et al. 2009b; Bandini 2010 Tesi di Laurea; Zina 2011 Tesi di Master).

Mentre tale comportamento di marcatura sembra essere espletato da entrambi i sessi (Kruuk 2006), permettendo agli stessi di "difendere" le aree più importanti dei loro *home-range*, si ritiene che al contempo vi sia un ulteriore comportamento di difesa di alcune *patch* dell'area vitale riguardante solo i maschi adulti. Tutte e tre le coppie di sesso diverso monitorate per un certo periodo di tempo simultaneamente (M2|F1, M2|F3 e M4|F3, queste ultime due in periodi differenti), infatti, hanno mostrato un uso dello spazio fortemente sovrapposto spaziotemporalmente (par. 4.3.5). M2, in particolare, aveva all'interno della propria area vitale tre femmine (la terza è F13, vedi par. 4.3.5), ed ha regolarmente suddiviso il proprio tempo quasi

omogeneamente proprio all'interno di quelle che erano le *core area* di ognuna delle tre femmine. Anche M4 ed F3 sono stati regolarmente localizzati insieme e le loro *core area* corrispondono in elevata percentuale, e lo stesso dicasi per M9, anch'esso avente *core area* in corrispondenza di aree abitate da femmine non marcate (oss. pers.).

Data la relativamente alta densità di individui presente nell'area, passando un'elevata quantità di tempo con le femmine presenti all'interno del proprio *home-range*, i maschi adulti aumenterebbero le proprie possibilità di accoppiamenti con successo e contemporaneamente proteggerebbero la propria paternità (ed eventualmente, in seguito, la discendenza. Vedi anche paragrafo 5.2.3 per quanto riguarda le speculazioni su presunte cure parentali maschili) limitando ad altri maschi l'accesso alle femmine. Se tale ipotizzata strategia è reale, però, non sempre sembrerebbe riuscire, probabilmente a causa di un'assenza fisica, da parte del messaggero (maschio residente), troppo prolungata ed a conferma del fatto che le stime di densità di lontre ottenute sono effettivamente indici di un'elevata densità della specie nell'area di studio. Da un lato, infatti, sono state accertate le paternità di: M4 con F13, che, sebbene non fosse stata localizzata simultaneamente – perché catturata dopo la fine della radio di M4 – aveva mostrato una forte sovrapposizione di *core area* con M4; e di M3 con una femmina non marcata (da cui è nata F8) ma residente nella *core area* del nuovo territorio in cui esso si era stabilito, dando origine a quello che è stato identificato come *dispersal* effettivo. Dall'altro, però, la discendenza di due delle tre femmine intensamente frequentate da M2 (e, nel caso di F13, si tratta di due eventi riproduttivi diversi) non è risultata essere imparentata con esso (par. 4.3.5).

La grande estensione degli *home-range* di un maschio di lontra sembra dunque rendere difficoltosa la sua difesa (Mitchell & Powell 2004, 2007), probabilmente anche a causa della limitata durata del messaggio olfattivo (Giuggioli et al. 2011). La comunicazione olfattiva da sola, dunque, non basterebbe, potendo fallire ad esempio in caso di un ritardo temporale troppo pronunciato tra il deposito della marca odorosa e l'arrivo del destinatario del messaggio (maschio errante) (Gosling & Roberts 2001a), e richiederebbe, pertanto, l'aggiunta della presenza fisica del maschio.

Tali evidenze rappresentano un ulteriore conferma (come discusso nel paragrafo 5.2.4) al fatto che la popolazione di lontre studiata sia caratterizzata dalla territorialità tipica di molti carnivori solitari, che vede le femmine principalmente occupate nella difesa di *patch* ricche di risorse trofiche ed i maschi che a ciò aggiungono l'esigenza di aumentare le possibilità d'accoppiamento (Erlinge 1968; Sandell 1989). E, in particolare, entrambe le risorse sembra vengano da essi difese sia attraverso l'attività di *patrolling* che tramite marcatura, nel tentativo di minimizzare il rischio di insuccesso di una delle due strategie.

5.3.3 Differenze interindividuali, in base al sesso e all'età

Individui o sessi diversi possono perseguire la propria fitness secondo strategie comportamentali diverse, tra cui anche quelle inerenti il comportamento di movimento (Austin et al. 2004).

I maschi hanno mostrato generalmente dei parametri di movimento maggiori, in media, rispetto alle femmine, in accordo con quanto precedentemente documentato da Erlinge per la popolazione di lontre svedese (1967), sebbene esse abbiano valori massimi della *Cumulative Distance* e della velocità superiori rispetto ai maschi.

Tranne che nel periodo del parto ed i primi giorni d'allattamento, quando esse sono di norma maggiormente sedentarie (e.g. Taylor & Kruuk 1990; Durbin 1996b; Ruiz-Olmo et al. 2005b; L. Quaglietta dati non pubblicati), le femmine riproduttive hanno attuato movimenti piuttosto estesi anche quando erano accompagnate da cuccioli di piccola età (oss. pers.), come già documentato in altri sporadici casi (es. Durbin 1996b). Proprio il dover soddisfare accresciute esigenze alimentari durante la fase di gravidanza ed allattamento e la successiva crescita dei cuccioli durante i primi mesi di vita (Kruuk et al. 1987; Oftedal & Gittleman 1989; Heggberget & Christensen 1994; Ruiz-Olmo et al. 2002, 2005b; Kruuk 2006), spiegherebbe l'elevato valore massimo dei parametri di movimento delle lontre femmina per quanto riguarda la *CD* e la velocità pur mantenendo HRs meno ampi di quelli maschili ed un utilizzo più conservativo delle loro porzioni (*HR_cycle*).

Spesso, nei mammiferi, gli individui di sesso maschile sono quelli che attuano gli spostamenti maggiori (e.g. Slade & Swihart 1983; Jędrzejewski et al. 2002; Schmidt et al. 2003), e tale fenomeno viene comunemente spiegato, per i carnivori, in base alle esigenze dei maschi adulti di marcare e controllare (*patrolling*) il territorio, al sistema poliginico ed al loro maggiore fabbisogno energetico legato alle dimensioni generalmente maggiori (McNab 1989; Sandell 1989; Jędrzejewski et al. 2002; Schmidt et al. 2003; studi citati nel paragrafo 5.2.4).

Anche nell'area di studio sembra che l'uso dello spazio da parte delle femmine sia principalmente determinato da esigenze trofiche, per se stesse e per la prole (si ricorda che quasi tutte le femmine adulte monitorate si sono riprodotte), mentre quello maschile risulta più variabile, come detto probabilmente proprio a causa di esigenze legate alla riproduzione.

A tal riguardo, i maschi adulti monitorati, oltre ad esser stati localizzati, come detto, molto frequentemente insieme a femmine adulte non imparentate con essi, passando anche una notevole quantità di tempo con queste ultime, hanno regolarmente mostrato movimenti "direzionali" tra parti estreme dei propri *home-range* apparentemente tesi a portarsi nei territori delle femmine residenti e trascorrere del tempo con esse. Sembra, dunque, altamente probabile che all'interno del sesso maschile il determinante principale della modalità d'uso dello spazio sia

proprio legato alla distribuzione delle femmine nel territorio (Sandell 1989) ed alla periodicità dell'estro in queste ultime (Erlinge 1967; Melquist & Hornocker 1983). A tal proposito i frequenti ed ampi movimenti dei maschi possono esser dovuti proprio ad una continua attività di ricerca di femmine ricettive, dal momento che nell'area di studio non esiste un periodo riproduttivo (Quaglietta et al. 2008).

Conferme in tal senso provengono anche dal ruolo che l'età gioca nella variabilità riscontrata nei *pattern* di movimento, come documentato anche in altri mammiferi acquatici (Austin et al. 2004). Dalla significatività della relazione tra parametri di movimento e l'interazione tra sesso ed età, infatti, si evince che sono i maschi adulti la categoria più dispersiva nelle modalità di utilizzo dello spazio, mentre vi sono poche differenze tra i due sessi all'interno della categoria subadulti. Ciò potrebbe suggerire che le disparità sessuali in termini del comportamento di movimento si sviluppino essenzialmente con l'avvento della maturità sessuale, come ipotizzato per altri mammiferi (es. Slade & Swihart 1983). Anche il fatto che gli individui subadulti abbiano utilizzato, in media, porzioni di HR maggiori rispetto agli adulti ed intrapreso movimenti cumulativi maggiori, potrebbe costituire un elemento a supporto di tale ipotesi, nonostante possa a prima vista apparire in contrasto. E', infatti, altamente probabile che la maggiore dispersività nei due parametri degli individui subadulti sia dovuta non solo alle minori capacità nella caccia degli individui giovani (Watt 1993; Kruuk 2006), che li forzerebbero ad una maggiore mobilità, ma anche al fatto che questi erano tutti in età di *dispersal* (poi effettivamente attuato da 4 maschi su 5 – vedi par. 4.3.2) e dunque frequentemente impegnati nell'esplorazione di nuovi territori e meno legati ad un uso ripetitivo e costante del proprio *range* a scopi riproduttivi e territoriali (mentre mancano dati sul comportamento di movimento di individui più giovani d'età, ovvero cuccioli fino all'anno d'età).

La stagione influenza il comportamento spaziale delle lontre di diverso sesso ed età. Se durante la stagione secca, infatti, i movimenti di maschi e femmine sono entrambi generalmente bassi, con il rinnovato riempirsi d'acqua dei ruscelli durante la stagione umida i maschi adulti mostrano *pattern* di movimento nettamente superiori, così come, in misura minore, le femmine subadulte. Sembra, dunque, che con l'avvento della stagione umida e la conseguente maggiore abbondanza d'acqua ed il ritorno della connessione acquatica dei corsi d'acqua in precedenza secchi, siano soprattutto i maschi adulti ad ampliare i propri movimenti, espandendo così i propri territori probabilmente nel tentativo di massimizzare le possibilità riproduttive.

Diversi autori hanno osservato che i movimenti maggiori in uno o nei due sessi si verificano durante la stagione riproduttiva (e.g. Erlinge 1967; Jędrzejewski et al. 2002; Schmidt et al.

2003). Nella presente ricerca, tuttavia, non si può dedurre che la stagione umida sia quella riproduttiva, in quanto nella popolazione studiata come detto non vi è una vera e propria stagionalità nelle nascite (Quaglietta et al. 2008). L'asincronia tra eventi riproduttivi e periodo dell'anno, a sua volta, potrebbe proprio esser dovuta all'evoluzione di un comportamento, da parte delle lontre, teso ad una riduzione del rischio riproduttivo in un ambiente altamente variabile quale quello dell'area di studio, come ipotizzato anche per altre aree dal clima diverso ma ugualmente caratterizzate da instabilità ambientale, quali la Norvegia (Heggberget & Christensen 1994).

Le differenze nella *StepLenght* riscontrate tra i diversi individui sembrano dovute in parte alle stesse dimensioni degli HR individuali (*HR_cycle* è infatti risultato correlato sia al *FND* che alla *FCD*), ma in parte anche alle caratteristiche fisiche di questi ultimi, e conseguentemente alla diversa distribuzione delle risorse al loro interno. Quest'ultima, in particolare, provocherebbe un aggiustamento nelle strategie di movimento delle lontre, al fine di economizzare i propri movimenti in base alla dispersione delle *patch* più ricche di risorse trofiche ed alla abbondanza di queste ultime (Mitchell & Powell 2004). Se, infatti, l'uso dello spazio più dispersivo è quello di M9, che è l'animale con l'HR più esteso di tutti, le modalità di uso dello spazio di F5 ed F6, altrettanto dispersive, unitamente al *pattern* opposto mostrato da F13, F4 ed F3 (vedi par. 4.5.2), mostrano come un territorio fortemente frammentato nella distribuzione delle *food patch* (come quello di F5 ed F6) porti ad un innalzamento dei livelli di movimento delle lontre, mentre un abbassamento si verifica qualora le risorse siano spazialmente concentrate (come nel caso di F4 ed F3, mentre il risultato sull'uso conservativo dello spazio anche da parte di F13, si ritiene sia dovuto soprattutto alla breve durata del suo monitoraggio ed al fatto che durante quest'ultima l'animale era in allattamento).

Tali dati avvalorerebbero le ipotesi circa le differenze nei tassi di rivisita delle lontre nell'area portoghese e scozzese discusse in precedenza.

I risultati qui discussi sono, inoltre, in linea con quanto già argomentato circa le relazioni tra *home-range* e variabili acquatiche, sottolineando, dunque, ancora una volta, come le lontre mettano in atto strategie flessibili evolutesi in stretta relazione con la variabilità idrica tipica di questi contesti mediterranei.

5.3.4 Fattori determinanti l'ampiezza degli spostamenti delle lontre

L'entità degli spostamenti tra una localizzazione e la successiva (*StepLength*) degli individui monitorati è risultata principalmente determinata da parametri biologici, quali il sesso, l'età dell'animale marcato e l'interazione di questi due con la stagione, confermando dunque, anche a livello di popolazione (grazie all'uso dell'individuo come termine casuale), gli stessi risultati dell'anova fattoriale svolti nel paragrafo 4.5.3.

I risultati del modello sull'ampiezza degli spostamenti supportano dunque le evidenze simili discusse nell'ambito degli *home-range* (par. 5.2.4), mostrando come anche il comportamento di movimento, oltre alla formazione degli *home-range*, possa nascondere meccanismi evolutivi simili, condizionato anch'esso in primis da fattori biologici.

La temperatura dell'aria, le fasi lunari o altre variabili climatico meteorologiche non risultano invece associate all'ampiezza degli spostamenti intrapresi dalle lontre, al contrario di quanto avviene per il comportamento d'attività (par. 4.4.6 e sua successiva discussione). Dal momento che stress termici, che sono ritenuti influenti sul comportamento d'attività della lontra in questa ricerca (vedi par. 5.5.2 in seguito), sono noti condizionare il comportamento di movimento anche in altri mammiferi (es. Deutsch et al. 2003 apud Andrews et al. 2010), la mancanza di relazioni con la temperatura e le altre variabili climatiche appare biologicamente significativa. Essa sembra dunque testimoniare che l'ampiezza dei movimenti intrapresi dalle lontre abbia meccanismi più intrinseci, legati ai fattori biologici sinora ipotizzati, che estrinseci.

La leggera influenza del periodo del giorno, con gli spostamenti minori effettuati al tramonto rispetto a notte e alba, si ritiene sia dovuta al fatto che subito dopo l'uscita dai rifugi diurni, normalmente proprio durante o poco dopo il tramonto, le lontre erano solite impiegare del tempo nelle vicinanze dei rifugi. Le grandi distanze, invece, venivano più frequentemente intraprese più tardi, nel corso della notte, o nei pressi dell'alba, quando i ritmi circadiani richiama-vano le lontre al riposo. Spesso si è notato che proprio verso l'alba animali che avevano passato un certo periodo di tempo in una porzione ristretta di territorio mettevano in atto movimenti sostanziali e veloci (in *travelling*) apparentemente decisi a portarsi nel più breve tempo possibile in un particolare sito di rifugio diurno, ove poi effettivamente terminavano col riposare. Ciò è coerente con l'esistenza di un elevato grado di conoscenza del territorio da parte delle lontre monitorate, tutte residenti nell'area, ovvero con quelle che in gergo vengono chiamate "mappe cognitive" (vedi Dalziel et al. 2008; Van Moorter et al. 2009). Ad ulteriore supporto di tale ipotesi vi è anche il documentato riutilizzo di uno stesso rifugio diurno ed il riutilizzo regolare di più rifugi da parte di una stessa lontra (L. Quaglietta dati non pubblicati), comune anche in altre aree (Green et al. 1984; Beja 1996a; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea).

Il modello sui movimenti presentato, dunque, sembra mostrare che le scelte di compiere o meno uno spostamento sostanziale siano meno legate a fattori ambientali rispetto a quanto lo sia la scelta sul se attivarsi o meno invece (vedi paragrafo specifico), e piuttosto principalmente dovute ad elementi intrinseci, tra i quali si considerano particolarmente influenti la memoria riguardo alla localizzazione delle risorse (Dalziel et al. 2008; Van Moorter et al. 2009) e la loro “gestione” per evitare la *prey-depletion*, le stesse strategie di foraggiamento inclusi tempi di manipolazione e consumo, tassi di successo e tempo trascorso dall’ultimo pasto (Slade & Swihart 1983; Jędrzejewski et al. 2002; Krebs & Davies 2002; Austin et al. 2004; Stephens et al. 2007; Zimmermann et al. 2007), le esigenze riproduttive (Jędrzejewski et al. 2002; Schmidt et al. 2003) e di marcatura del territorio (Gorman & Trowbridge 1989; Moorcroft & Lewis 2006) e l’interazione con i conspecifici (Moorcroft & Lewis 2006), quest’ultima condizionata a sua volta dalla stessa depressione delle risorse (Mitchell & Powell 2004, 2007).

Si ritiene dunque che fattori legati al foraggiamento, al sistema riproduttivo ed alle interazioni tra conspecifici determinino i *pattern* di movimento all’interno degli *home-range* della lontra, almeno in contesti mediterranei quale quello dell’area di studio. Ad una scala spaziale e temporale maggiore, poi, gli stessi fattori potrebbero determinare il passaggio a movimenti di più lunga distanza, come quelli del *dispersal* per esempio o, qualora le condizioni di siccità dovessero diventare troppo prolungate e con esse la risorsa idrica dovesse rendersi irreperibile in estese porzioni dell’*home-range* di una lontra, a veri e propri movimenti migratori (Levey & Stiles 1992).

5.4 Test della RDH: movimenti e *home-range* stagionali e loro relazione con la disponibilità d’acqua

Secondo una delle predizioni dell’ipotesi denominata “*Resource Dispersion Hypothesis*” (RDH - Macdonald 1983; Kruuk & Macdonald 1985), la dimensione dei territori (in questo caso degli *home-range*) sarebbe determinata dal grado di dispersione delle risorse sul territorio. Sebbene tale ipotesi sia stata spesso ritenuta semplicistica (es. Revilla & Palomares 2002; Revilla 2003a, 2003b), alcuni ricercatori continuano a ritenerla potenzialmente e/o parzialmente valida (es. Valenzuela & Macdonald 2002; Johnson et al. 2003a, 2003b; Somers & Nel 2004; Eide et al. 2004; Dell’Arte & Leonardi 2005; Rosalino et al. 2005; Kruuk 2006).

Nel caso della lontra, sebbene venga considerata di difficile verificabilità (Kruuk 1995, 2006), alcuni ricercatori (Somers & Nel 2004) hanno riscontrato una correlazione tra estensione degli

home-range di sette Lontre del Capo (*Aonyx capensis*) e dispersione dei canneti (*Phragmites*) al loro interno (utilizzati come surrogato per la dispersione delle risorse trofiche, in quanto ritenuti indicativi dei siti a più alta concentrazione di gamberi, le prede maggiormente consumate dalle lontre del Capo).

Nella presente ricerca l'attenzione è stata concentrata maggiormente sull'influenza, su *home-range* e movimenti stagionali, della disponibilità della risorsa idrica piuttosto che di quella trofica. Tale scelta si deve a più fattori, esposti di seguito. In primis, ci si attende una stretta relazione tra abbondanza e dispersione della disponibilità idrica con quella delle prede della lontra (specialmente durante la stagione secca). Queste sono infatti essenzialmente acquatiche (Kruuk 2006) e, nell'area di studio, essenzialmente costituite da gambero, pesce ed anfibi (Quaglietta et al. 2009a), tutti animali strettamente dipendenti dall'acqua. L'elevata frammentazione idrica dei corsi d'acqua dell'area durante la stagione secca, riducendo a zero la disponibilità idrica in estese porzioni dei territori delle lontre monitorate, comporta dunque anche l'inaccessibilità delle risorse trofiche negli stessi tratti. Una relazione tra disponibilità idrica e trofica per la lontra nell'area di studio è stata del resto parzialmente documentata in indagini preliminari (Serrentino 2009 Tesi di Laurea) e sono attualmente in corso ulteriori analisi, essendo disponibile una buona quantità e qualità di dati ad una scala spazio-temporale piuttosto fine riguardanti proprio l'abbondanza e dispersione dell'acqua e delle prede (vd Metodi).

Un ulteriore motivo risiede nella volontà di riportare risultati comparabili con altre aree e nella consapevolezza della difficile reperibilità dei dati sulla biomassa delle specie preda negli studi di ecologia animale. Se, infatti, il presente progetto di ricerca è riuscito nella raccolta di tali dati, di norma è più frequente avere a disposizione informazioni circa l'idrografia di un'area piuttosto che sull'abbondanza delle prede, specialmente se si pretende un certo livello di qualità ed una scala spazio-temporale piuttosto fine oltre alla simultaneità tra la raccolta dei suddetti dati ed il monitoraggio delle lontre. Fornire, dunque, dei risultati circa l'influenza della sola variabile legata al regime idrico può consentire una maggiore applicabilità degli stessi metodi in studi futuri ed aree diverse.

Si ritiene poco probabile, infine, che la disponibilità delle tane riproduttive abbia giocato un ruolo determinante nella formazione ed estensione degli HR delle femmine. Le tane riproduttive utilizzate dalle lontre riprodottesi durante la presente ricerca, infatti, non sono dotate di alcuna caratteristica diversa da quelle dei normali rifugi diurni (Quaglietta dati non pubblicati), risultando, in questo, alquanto diverse da quelle descritte in letteratura (Taylor & Kruuk. 1990; Kruuk 2006); inoltre, i rifugi diurni sono disponibili in buon numero in tutta l'area indagata (Figura 11; Quaglietta dati non pubblicati).

I risultati sulle estensioni degli HR e sui *pattern* di movimento stagionali sembrano confermare la RDH, sebbene, come vedremo, questa ipotesi da sola non sembra sufficiente a spiegare pienamente il comportamento della lontra e sono necessarie anche altre interpretazioni.

Per ciò che concerne i risultati sugli *home-range* stagionali, numerose evidenze sembrano suggerire l'esistenza di una relazione tra l'estensione dei territori (HR) e la disponibilità della risorsa acqua, intesa sia come abbondanza (relazione inversa) che dispersione (relazione diretta).

In particolare esse riguardano:

- 1) i risultati del modello ecologico sull'estensione degli HR stagionali, che indica una relazione positiva di questi con la percentuale d'acqua disponibile;
- 2) la correlazione positiva tra gli HR stagionali ed il numero di pozze e negativa con la lunghezza media dei tratti con acqua;
- 3) la correlazione negativa tra l'estensione degli HR stagionali delle femmine e i metri cubi d'acqua disponibili e positiva con il coefficiente di variazione di profondità dei tratti d'acqua;
- 4) la correlazione positiva tra le estensioni degli HR stagionali dei maschi e la lunghezza media dei tratti in secca ed i coefficienti di variazione di lunghezza, profondità, area e volume;
- 5) l'incremento significativo nella percentuale di grandi invasi ricadente all'interno degli HR durante la stagione estiva;
- 6) la forte correlazione negativa tra HR delle femmine ed il volume d'acqua presente durante la stagione secca, sebbene una relazione di segno opposto sia stata notata per i maschi;
- 7) il fatto che tra le femmine F4 sia quella con il valore minore di HR. L'area vitale di quest'animale consiste essenzialmente nell'unico fiume di II ordine presente nell'area di studio, il fiume Degebe. Questo fiume, oltre ad essere caratterizzato da un'ampiezza maggiore rispetto a quelli utilizzati dalle altre lontre, si differenzia da questi anche per una minore percentuale di tratti in secca durante la stagione estiva.

L'inversione di tendenza documentata nel caso dei maschi (punto 6) potrebbe essere una semplice conseguenza della dimensione maggiore degli HR dei maschi, dovuta proprio alle differenti dinamiche dell'uso dello spazio attese in un sistema poliginico (cfr. paragrafo 5.2.4). I maschi, cioè, avrebbero un tipo di utilizzazione dello spazio più dispersivo mentre le femmine sarebbero effettivamente maggiormente legate alle risorse (Erglinge 1968; Sandell 1989) e dunque la loro modalità di uso dello spazio rifletterebbe realmente le condizioni delle risorse stesse all'interno del loro *home-range*, mentre i *range* dei maschi sarebbero determinati non soltanto dalla distribuzione ed abbondanza delle risorse ma anche tesi ad aumentare il più possibile le possibilità di accoppiamento sovrapponendosi a quelli del maggior numero di femmine possibile (Sandell 1989).

Altre evidenze rendono tuttavia il quadro maggiormente complesso. Durante la stagione estiva ci si attendeva, infatti, un aumento dell'estensione degli HR rispetto a quella umida (a causa delle lunghe porzioni di territorio che diventano indisponibili perché senz'acqua). Ma l'aumento degli HR si è verificato soltanto su una parte (pur preponderante) di animali (F1, F3, F4, F5, F6, M1, M2, M5, M8) ed al limite della significatività ($P = 0,051$), mentre guardando all'intero campione non vengono rilevate differenze significative e spesso è anzi proprio l'estensione della stagione umida a risultare maggiore. In effetti, l'ipotesi di partenza era stata formulata a priori, senza una conoscenza approfondita dell'area di studio e, soprattutto, del comportamento della lontra nella stessa. Il decremento nelle dimensioni degli HR verificatosi in alcuni casi, infatti, è legato ad un uso più concentrato di quelle poche *patch* dove l'acqua rimane disponibile, come gli invasi artificiali, da parte di alcuni animali che ne hanno fatto largo uso.

Da tali contrastanti dati sembrerebbe, dunque, che la percentuale di secca durante la stagione calda determini l'estensione minima degli HR (quando le lontre tenderebbero ad annettere all'interno del proprio HR un minimo numero di *patch* con acqua e, dunque, prede), mentre durante la stagione umida, quando quindi l'estensione minima è già garantita, le lontre espanderebbero i loro territori alle aree circostanti, aumentando le possibilità di foraggiamento e di accoppiamenti sessuali. E' interessante notare un risultato analogo ottenuto in uno studio condotto da Gehrt e Fritzell (1998) su un altro carnivoro solitario, il procione (*Procyon lotor*), in cui gli HR delle femmine di procione erano spazialmente aggregati nei periodi di maggior scarsità e concentrazione d'acqua, per divenire poi più irregolarmente distribuiti nello spazio quando anche l'acqua diveniva più dispersa.

Questi risultati sulla disponibilità d'acqua e l'estensione degli HR sembrerebbero dunque mostrare un comportamento altamente flessibile di questa specie nelle dinamiche dell'uso dello spazio, essendo capace di adattarsi all'estrema variabilità idrica (con attese conseguenze su quella trofica) provocata dall'alternanza delle stagioni in ecosistemi mediterranei (Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002, 2009; Mesquita et al. 2006; Magalhães et al. 2007).

E' interessante, da un punto di vista evolutivo della specie e teorico per quanto riguarda lo studio degli *home-range*, notare come quelle presentate siano nuove evidenze a favore dell'ipotesi, sollevata da Mitchell e Powell (2007) e da loro testata su una popolazione di orsi, che anche gli *home-range*, oltre ai territori, possano essere economicamente ottimali rispetto alla distribuzione spaziale delle risorse. Dai risultati forniti nella presente ricerca sembra, infatti, che le dimensioni degli HR siano, da un lato senz'altro dipendenti dal sesso e dall'età dell'individuo, ma dall'altro anche fortemente determinate dalla distribuzione spaziale delle risorse (in questo caso riassunte

in quella idrica) e dalla sua variabilità. Le lontre tenderebbero ad annettere, all'interno del proprio HR, quanta più risorsa idrica possibile (necessaria per bere e per cacciare ma anche, come surrogato, indicativa della disponibilità trofica), al contempo cercando di ridurre l'area, l'estensione dei propri HR, attuando quella che è stata definita come strategia *area-minimizing* (Mitchell & Powell 2004, 2007). E i singoli individui verrebbero limitati dalla depressione delle risorse che verrebbe operata, in questo caso, non soltanto da conspecifici (come in Mitchell & Powell 2004) ma dalla stessa variabilità nelle condizioni idriche determinata dal clima.

I risultati sui *pattern* di movimento contribuiscono a spiegare le tendenze riscontrate nelle relazioni tra *home-range* e disponibilità d'acqua. I parametri di movimento sono infatti generalmente maggiori durante la stagione umida che in quella secca, mentre il *Revisit Index* è maggiore in quella secca. Tale risultato può indicare un comportamento spaziale contratto durante la stagione secca, quando la risorsa idrica è maggiormente frammentata e le lontre visiterebbero ripetutamente gli stessi settori dell'*home-range*. L'acqua in questa stagione è principalmente disponibile all'interno degli invasi artificiali, che hanno una ubicazione fissa nel tempo. Ciò comporterebbe pertanto un'elevata residenza delle lontre in questi sistemi lentici e, di conseguenza, ad un innalzamento del tasso di rivisita, come già discusso in parte nel paragrafo 5.3.1.

Anche le analisi di correlazione tra i parametri di movimento delle lontre monitorate e le variabili indicanti la disponibilità stagionale d'acqua all'interno degli *home-range* individuali mostrano l'effetto della frammentazione acquatica sul comportamento spaziale della lontra in contesti mediterranei quale quello dell'area di studio. Ed anche in questo caso, il tasso di rivisita mostra un comportamento opposto, in quanto al segno della correlazione con i parametri acquatici, rispetto a *HR_Cycle*, *Net Displacement* e *Cumulative Distance*. Mentre questi ultimi tre, infatti, sono positivamente correlati con gli indici d'abbondanza dell'acqua, il *Revisit Index* lo è negativamente. All'aumentare della disponibilità di tratti con acqua, dunque, le lontre aumentano l'ampiezza dei loro movimenti, visitando di meno, in termini assoluti, le stesse porzioni (siti) dei loro *range*. Ad una maggiore frammentazione del territorio, indicata da una più alta percentuale media dei tratti in secca, corrispondono invece movimenti meno estesi ed una rivisita più frequente degli stessi siti.

Tali evidenze mostrano come il comportamento spaziale delle lontre in aree mediterranee quali quella studiata sia altamente influenzato (e apparentemente con essa evoluto) dalla variabilità stagionale nel regime idrico dei torrenti, caratterizzato da condizioni alternate di abbondanza e scarsità d'acqua. Esse sembrano suggerire che in questi contesti il fattore limitante principale per

le popolazioni di lontra possa essere proprio la disponibilità dell'acqua (Prenda et al. 2001; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002, 2005a, 2007, 2009; Kruuk 2006), l'elemento che d'altronde proporziona loro *habitat* e cibo.

5.5 Attività

Oltre a fornire le prime informazioni sui ritmi d'attività della lontra eurasiatica in un contesto mediterraneo (ad eccezione di quelle riferite a quattro individui femmina di una popolazione costiera del Portogallo descritte in Beja 1996a), questo studio rappresenta anche l'unico a livello dell'intero areale della specie con dati a lungo termine e su di un discreto campione di lontre monitorate, che dovrebbero consentire inferenza statistica a livello di popolazione con un certo margine d'affidabilità. I risultati qui presentati, inoltre, sono anche i primi nel dimostrare gli effetti di fattori estrinseci sul comportamento d'attività di lontre eurasiatiche radio-monitorate, riportando anche un modello ecologico in grado di predire l'attività in funzione degli stessi parametri.

5.5.1 Ipotesi sui fattori determinanti i ritmi circadiani

Le lontre nell'area di studio hanno mostrato ritmi circadiani prevalentemente notturni. Ciò sembra avvenire nella maggior parte dei paesi, sebbene siano note alcune eccezioni, rappresentate in particolare da popolazioni diurne costiere delle isole Shetland (Kruuk & Moorhouse 1990; Kruuk 1995, 2006). E' da premettere, tuttavia, che la natura essenzialmente qualitativa degli studi realizzati precedentemente sui *pattern* d'attività rende difficoltoso il confronto con la letteratura.

Anche nell'unico precedente studio di *radio tracking* di lontra esistente in Portogallo era stata documentata un'attività quasi esclusivamente notturna, riguardante una popolazione costiera del litorale Alentejano (Beja 1996a). Lo stesso autore, però, riconosce che le forti limitazioni inerenti la corta durata, il *bias* dovuto al sesso solo femminile ed al basso numero degli animali marcati (4 in totale, soltanto 2 dei quali vengono analizzati per i ritmi d'attività), rendono le inferenze sui *pattern* d'attività ottenute nel suo studio non proprio rappresentativi dell'intera popolazione (Beja 1996a).

I principali meccanismi che determinano i ritmi circadiani in una specie sono solitamente ricondotti ad esigenze di protezione contro predazione (King 1975 in Zielinski 2000; Daly et al. 2000) e disturbo antropico (Ciucci et al. 1997; Kusak et al. 2005), a competizione intra ed interspecifica (Sibly 2000; Zielinski 2000; Blanchet et al. 2008a,b), al clima (Hayward &

Hayward 2007) e ad esigenze di termoregolazione (Chappell 1980), e, nei carnivori, anche ai ritmi delle specie preda (Zielinski et al. 1983; Zielinski 2000). Nella letteratura riguardante i Lutrini è stato frequentemente supposto che il fattore antropico fosse il principale determinante (vd revisione in Kruuk 2006), sebbene Kruuk (1995, 2006) riporti alcune osservazioni e parziali evidenze contrapposte a questa ipotesi, sostenendo in suo luogo quella che i ritmi d'attività nella lontra eurasiatica siano essenzialmente legati alle condizioni di caccia ed in particolare che siano sincronizzati con i periodi in cui è più alta la probabilità di cattura delle specie maggiormente consumate, non necessariamente coincidenti con la loro attività. La diurnalità delle lontre da egli studiate sarebbe la conseguenza della maggior facilità con cui molte delle specie ittiche maggiormente consumate nell'area sono predate durante il giorno, quando sono immobili sul fondale o comunque meno veloci nella fuga. Una maggiore facilità nella cattura delle prede da parte della lontra non necessariamente coinciderebbe con il periodo di riposo delle prede, potendo essere anche maggiore durante i loro periodi di attività, dipendendo dunque principalmente dalle modalità di caccia, specifiche per ogni preda (Kruuk 2006).

Anche nella presente ricerca si ritiene che uno dei principali determinanti dei ritmi circadiani delle lontre, ovvero della loro attività prevalentemente notturna, possa essere legato a periodi in cui siano migliori le condizioni nelle strategie di caccia delle due principali categorie preda nell'area di studio, il pesce ed il gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*) (Quaglietta et al. 2009a). Nella discussione che segue si espongono i vari fattori che hanno portato ad una tale affermazione.

Indagini sui *pattern* d'attività di una popolazione di *Barbus bocagei* radio-monitorata nell'area di studio mostrano che questi pesci, che costituiscono una delle prede consumate dalle lontre marcate (Quaglietta et al. 2009a) e spesso più importanti per altre popolazioni mediterranee di lontra (Ruiz-Olmo et al. 2002), sono attivi principalmente all'alba ed al tramonto ed in misura minore durante le ore centrali del giorno, mentre attività e spostamenti sono notevolmente ridotti o quasi assenti durante la notte (Sousa et al. in prep.). Data l'elevata velocità di cui questa specie ittica è capace (Mateus et al. 2008), è probabile che per le lontre risulti più facile e pertanto conveniente predare i barbi durante la notte, quando questi sono inattivi e dunque meno mobili.

Anche le altre specie ittiche presenti nell'area sembrano essere maggiormente diurne (Ilhéu 2004), per cui varrebbe la stessa ipotesi avanzata per i barbi.

I picchi d'attività delle lontre sembrano essere subito dopo il tramonto (dalle ore 21:00 alle ore 22:00), dalle 2:00 alle 3:00 e poco prima dell'alba (intorno alle ore 5:00), non troppo diversi da quelli documentati nello studio sulla popolazione costiera di lontre portoghese (uno intorno alle 20:00-21:00 e l'altro dalle 24:00 alle 2:00 - Beja 1996a). In questo caso, le finestre di

sovrapposizione temporale tra elevata attività delle lontre e dei barbi, inerenti essenzialmente alba e tramonto, si spiegherebbero con il fatto che i periodi crepuscolari sono generalmente quelli in cui molte specie animali sono più attive (e.g. Gittleman 1986; Theuerkauf et al. 2003; Sousa et al. in prep.; R. Refinetti com. pers.) e ciò potrebbe significare dunque anche una maggiore disponibilità di alimento (o reperibilità dello stesso) per i barbi; questi sarebbero così costretti a rischiare qualcosa in termini di predazione per potersi nutrire (Sibly 2000), andando così incontro alle classiche dinamiche di rischio/esigenza di nutrimento descritte nella teoria del foraggiamento (Stephens et al. 2007 *sensu lato*). Le lontre, dal canto loro, sarebbero particolarmente attive durante questi periodi di grande attività delle loro prede, alcune delle quali potrebbero essere invece più facilmente catturabili proprio durante la loro maggiore attività.

Potrebbe essere, questo, il caso del gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*), che rappresenta l'altra grande categoria di prede abituali della lontra in contesti mediterranei (Ruiz-Olmo et al. 2002; Clavero et al. 2004, 2006; Blanco-Garrido et al. 2008), inclusi il Portogallo (Beja 1996b; Pedroso & Santos-Reis 2006) e la presente area di studio, dove risulta la preda a più alta frequenza d'occorrenza (84 %) nella dieta della lontra (Quaglietta et al. 2009a). Questo crostaceo decapode sembra essere maggiormente attivo durante la notte in Portogallo (Correia 1998) ed anche nell'area di studio, dove presenta picchi d'attività intorno alle 20:00 ed alle 9:00 (Ilhéu 1991 Tesi di Laurea). Nel caso di questa preda, dunque, si ritiene che la reperibilità dello stesso da parte della lontra possa essere maggiore durante la sua attività che non quando è inattivo, dal momento che in questi periodi si trova spesso all'interno di tane proprio come strategia antipredatoria (Ilhéu et al. 2003). Concomitanza tra attività di prede e predatori è stata spesso documentata in una varietà di taxa di vertebrati inclusi carnivori (revisione in Zielinski et al. 1983; Lodé 1995; Karanth & Sunquist 2000; Lucherini et al. 2009; Schmidt et al. 2009). L'attività del gambero in questo caso non costituirebbe un problema per la lontra in quanto questa è una preda più facilmente catturabile rispetto ad un barbo o altre specie ittiche dotate di maggiori capacità natatorie, come testimoniato anche durante alcune osservazioni dirette svolte nell'area di studio, sia in natura che su animali in cattività, in cui lontre sono state capaci di catturare gamberi ripetutamente nel giro di pochi minuti (oss. pers.).

Un elemento in favore dell'ipotesi che le lontre possano aver evoluto strategie di caccia diverse per quanto riguarda le due categorie preda nell'area di studio, costituite dal pesce e dal gambero, proviene dal fatto che le stesse modalità di caccia impiegate per la cattura di pesci o di gamberi sono diverse (oss. pers.). Quando alla ricerca di gamberi, infatti, la caccia consiste in una ricerca più attiva, minuziosa e lenta, durante la quale ogni fessura e angolo di fondale viene "scandagliato" dalla vista, dalle zampe anteriori e dalle vibrisse della lontra, e, nel momento in

cui la preda viene scovata, la cattura è preossocché scontata ed il pasto velocemente consumato (in media una quindicina di secondi – oss. pers.). Viceversa, la cattura di una pesce di grandi dimensioni (carpa o barbo dal chilo in su) rappresenta un evento più raro e richiede o un incontro fortuito con un singolo pesce, spesso quando quest'ultimi sostano ai margini della battigia delle dighe anche in 10 cm d'acqua e dunque sono altamente esposti a rischio di predazione (oss. pers.), oppure una ricerca attiva più prolungata o ancora una rincorsa ed una persecuzione successiva all'avvistamento (oss. pers.); mentre specie ittiche di piccoli dimensioni e più gregarie, quali *Lepomis gibbosus* dai 2-3 cm ai 10-12 cm, vengono cacciate con ripetute immersioni e cambi di marcia repentini in uno spazio ristretto, nel tentativo di catturarne ed ingoiarne contemporaneamente quanti più possibile, senza soffermarsi troppo anche in questo caso nell'attività di masticazione (che consiste, in media, in 1,8 secondi – L. Quaglietta dati non pubblicati).

Riguardo l'ipotesi sull'evitamento dell'attività umana, invece, sebbene non sembrano emergere particolari evidenze in suo favore, alcuni aneddoti che lascerebbero supporre il contrario rendono difficile trarre conclusioni a riguardo. Da un lato, quegli individui che hanno mostrato una certa attività diurna durante alcuni periodi del loro monitoraggio, lo hanno fatto non sempre in siti isolati o ben protetti da vegetazione ripariale. Inoltre, a volte essi sono stati visti e ciò è avvenuto anche nel caso di una femmina con prole, spesso osservata con i cuccioli di giorno lungo i margini di una diga completamente sprovvista di qualsiasi tipo di vegetazione o altro elemento protettivo. Dall'altro lato, tuttavia, gli animali marcati sono stati osservati soltanto di rado e sono fuggiti quasi sempre appena percepita la presenza di uno o più operatori (oss. pers.), apparentemente denotando poca tolleranza nei confronti dell'uomo. Inoltre quando alcuni animali monitorati durante sessioni continuate erano ancora attivi dopo l'alba e lo erano in siti pressocché sprovvisti di vegetazione ripariale, si è spesso osservata la loro tendenza a rifugiarsi in modo estemporaneo in ridotte macchie di vegetazione, lontane dagli abituali loro siti di riposo (L. Quaglietta dati non pubblicati).

Ad ogni modo, stante le poche evidenze raccolte sull'argomento, si propende per la visione che i ritmi circadiani non siano particolarmente determinati da tentativi delle lontre di evadere o limitare il disturbo antropico.

Per ciò che concerne l'ipotesi dell'influenza della competizione interspecifica sui ritmi circadiani, si ritiene improbabile che questa possa esser dovuta a predazione, in quanto non sono presenti nell'area potenziali predatori di individui adulti di lontra. Le abitudini principalmente acquatiche e la dieta focalizzata essenzialmente su prede acquatiche della lontra renderebbero inoltre ridotte le probabilità che possa esistere una significativa sovrapposizione di nicchia con

gli altri carnivori notturni di media taglia presenti nell'area, tutti terrestri (tasso – *Meles meles*, volpe – *Vulpes vulpes*). Mentre altri noti predatori del gambero rosso (ma anche di anfibi e pesce, tutte prede della lontra), quali le cicogne (*Ciconia ciconia*) (Correia 2001; oss. pers.), abbondanti nell'area di studio, sono attive di giorno ed in questo caso l'attività notturna delle lontre potrebbe essere favorevole ai fini di limitare la competizione interspecifica con questi uccelli.

La prevalente attività notturna delle lontre monitorate potrebbe anche riflettere in parte un adattamento alle condizioni climatiche dell'area, in particolare all'estremo calore estivo. Essere attive durante il giorno in estate, infatti, sembrerebbe essere piuttosto svantaggioso in termini di termoregolazione (Beltran & Delibes 1994; Palomares & Delibes 2000), in quanto spesso vengono toccate anche temperature di 40 ° C (vd anche discussione specifica sulla temperatura dell'aria nel testo sottostante).

I ritmi circadiani delle lontre sembrano dunque esser principalmente determinati da strategie di foraggiamento ed esigenze di termoregolazione, la loro variabilità dipendendo dalle classi d'età, da eventi di dispersione e dallo stato riproduttivo nelle femmine (per la discussione di questi aspetti vd par. 5.5.3), similmente a quanto documentato in altri carnivori (Kolbe & Squires 2007).

5.5.2 Comportamento d'attività

L'orario **di inizio attività** è risultato correlato con quello del tramonto, come avviene nella maggior parte dei mustelidi (vd studi citati in Lodé 1995) ed in altri carnivori (e.g. Palomares & Delibes 2000). Esso sembra essere affidabilmente predicibile, contrariamente all'orario della cessazione dell'attività, così come documentato in altri carnivori (Palomares & Delibes 2000). Anche per il presente studio si ritiene che le maggiori difficoltà nel predire la fine dell'attività delle lontre siano legate al fatto che quest'ultima possa esser dovuta, tra altri imponderabili fattori, al successo nel foraggiamento della notte precedente (Palomares & Delibes 2000) ed a interazioni tra conspecifici. Anche la variabilità osservata in alcune categorie di individui riguardo all'inizio e fine attività (vd Risultati e par. 5.5.3) dimostra una certa flessibilità nel comportamento circadiano della specie.

I carnivori sono noti spendere la maggior parte del loro tempo inattivi (es. Palomares & Delibes 2000) e ciò è stato riportato anche per i Lutrini (Estes et al. 1986; Nolet & Kruuk 1989; Medina-Vogel et al. 2007). La **frequenza** di radio-localizzazioni **in attività** delle lontre monitorate in questo studio è invece piuttosto alta (45 %, o 74 % se si considerano solo i *fix* notturni),

maggiore rispetto a quella documentata in altri carnivori solitari (28 % nella genetta – Palomares & Delibes 1994; 31 % nella puzzola – Lodé 1995) e sulla stessa specie in altre aree (30 % - Nolet & Kruuk 1989) e sempre in Portogallo, nell'unico precedente studio di *radio tracking* (intorno al 28 % - Beja 1996a). Appare tuttavia doveroso ricordare ancora una volta come il valore del succitato studio portoghese sia basato su di un campione fortemente limitato, in quanto costituito da 5 sessioni di monitoraggio continuato svolte su due soli individui femmina di lontra. E' pertanto probabile che il 28 % documentato sia piuttosto sottostimato.

Un'elevata percentuale di tempo speso in attività può esser ricondotta a condizioni climatiche e meteorologiche dell'area di studio, a elevata densità e dunque competizione intraspecifica (Gelatt et al. 2002; Bodkin et al. 2007; Halle & Stenseth 2000; Zielinski 2000) e/o al tipo ed all'accessibilità delle specie preda (Kruuk 2006; Schmidt et al. 2009).

Riguardo la prima ipotesi, si ritiene che questa sia altamente probabile, in quanto l'area è realmente caratterizzata dal tipico clima mediterraneo, noto per condizionare in molteplici aspetti la biologia e l'ecologia di questa specie (Ruiz-Olmo et al. 2002, 2007). Anche i risultati del modello ecologico (vedi testo in seguito) forniscono ulteriore supporto in tal senso. Inoltre, un parallelo forzato con un'area temperata scozzese può aiutarci a sottolineare ancora di più l'apparente influenza del clima e della temperatura sul comportamento delle lontre. Hans Kruuk ha infatti costruito un modello in grado di predire la quantità di ore che le lontre dovrebbero spendere in attività di foraggiamento giornalmente per poter soddisfare il proprio fabbisogno energetico in funzione di 3 diverse temperature dell'acqua (Kruuk 2006: 158). Se dovessimo riferire a questo grafico dei dati provenienti da osservazioni dirette di una lontra dell'area di studio, vedremmo che essa, riuscendo a catturare circa 600-700 g di pesce all'ora (L. Quaglietta dati non pubblicati), dovrebbe spendere soltanto 2 ore al giorno a cacciare, mentre da dati di *radio tracking* misti alle stesse osservazioni dirette risulta che la suddetta lontra durante un'intera giornata ha passato almeno 7 ore su 24 in attività di foraggiamento (L. Quaglietta dati non pubblicati). Questa discrepanza tra il valore atteso dal modello di Kruuk, che, ricordiamo ancora una volta, è stato realizzato in un'area temperata, ed il valore osservato nell'area di studio mediterranea della presente ricerca, può sottolineare due cose: o la poca affidabilità (potere predittivo statistico) del modello realizzato dall'autore o, più probabilmente, che in climi più caldi quali quelli mediterranei anche il metabolismo è molto più elevato e dunque le lontre in questi contesti devono predare più frequentemente, nonostante l'elevata temperatura dell'acqua non le faccia perdere molte energie durante il nuoto. Tali speculazioni si reggerebbero sempre sull'assunto, insito nel modello elaborato da Kruuk, che una grande parte del tempo speso in attività dalle lontre sia dedicato al foraggiamento, come pare in effetti ipotizzabile considerando

alcune indicazioni in tal senso provenienti da studi sul *budget* di attività in altre specie di lontra (es. Gelatt et al. 2002) e che la stessa *Lutra lutra* è stata più volte considerata *food-limited* (Kruuk et al. 1987, 1991, 1993; Kruuk 1995, 2006; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002, 2007).

Per ciò che concerne la seconda ipotesi, anch'essa appare possibile. Si è già riferito, infatti, dell'elevata densità di lontre nell'area di studio, e ciò, se l'assunto che la lontra sia *food-limited*, ritenuto valido in molte aree (op.cit.), dovesse esser vero anche nell'area di studio come sembra (Quaglietta et al. 2010; presente lavoro), potrebbe riflettere la grande quantità di tempo speso in attività (Costa et al. 1989; Boyd 1999; Gelatt et al. 2002; Bodkin et al. 2007).

Anche la tipologia di preda e la sua disponibilità nell'ambiente (Kruuk 2006; Schmidt et al. 2009) può avere un ruolo nell'influenzare i ritmi circadiani della lontra. Se da un lato, infatti, la relativamente omogenea e abbondante disponibilità trofica per la lontra sembrerebbe non in linea con l'alta percentuale d'attività del mustelide documentata (Erlinge 1977), il gambero rosso, che costituisce l'86 % in termini di frequenza d'occorrenza nella dieta nell'area (Quaglietta et al. 2009a), rappresenta una preda dal basso contenuto calorico (Beja 1996b; Konencny 1987 apud Ruiz-Olmo et al. 2002). Il limitato valore nutritivo del gambero potrebbe pertanto forzare le lontre a spendere una discreta quantità di tempo in attività di foraggiamento.

La frequenza d'attività durante la **stagione** umida è risultata maggiore rispetto a quella della stagione secca, contrariamente a quanto avviene comunemente in molte altre specie di carnivori, abitualmente meno attivi durante l'inverno (Ewer 1973 apud Zielinski 2000; Erlinge 1979; Zalewski 2000), inclusi mustelidi (vd studi citati in Lodé 1995). Sebbene da una parte questo risultato possa in parte essere spiegato dalla maggior quantità d'ore di oscurità (periodo in cui è più frequente l'attività di questo mustelide) nella stagione umida/invernale, è da notare che l'attività notturna in realtà diminuisce significativamente in questa stagione, mentre aumenta quella diurna e, viceversa, nella stagione secca diminuisce l'attività diurna ed aumenta quella notturna. Questi *pattern* potrebbero piuttosto essere dovuti ancora una volta ad esigenze di **termoregolazione** della specie (Chappell 1980) in un'area dal clima altamente variabile durante le due stagioni. La ridotta attività diurna durante il periodo più caldo dell'anno, sarebbe tesa ad evitare l'attività in periodi eccessivamente caldi, come avvenuto in altri carnivori in un'area iberica caratterizzata dalle stesse temperature estive (*Lynx pardinus* - Beltran & Delibes 1994; *Herpestes ichneumon* - Palomares & Delibes 2000) ed altri mammiferi (Rezende et al. 2003; studi citati in Palomares & Delibes 2000); mentre le temperature più basse dell'inverno consentirebbero una maggiore attività diurna, come riscontrato anche in una popolazione di *Lontra canadensis* (Melquist & Hornocker 1983). Sebbene la lontra sia un carnivoro meno

terrestre della mangusta e con un'attività prevalentemente acquatica e pertanto meno soggetta a perdite d'acqua ed aumenti della temperatura corporei dovuti all'estremo calore presenti invece in altri mammiferi (Kuntzsch & Nel 1990 – apud Palomares & Delibes 2000; Mech 1970 apud Ciucci 1994), temperature eccessivamente alte, comuni durante le giornate estive, potrebbero però avere effetti inibenti l'attività di molte delle specie preda della lontra e pertanto avere di riflesso un'effetto negativo sull'attività delle stesse. Nell'area di studio, ad esempio, è stato documentato che ad elevate temperature ambientali il gambero rosso della Louisiana si rintana maggiormente, estivandosi per lo più in buchi nel substrato fangoso (Ilhéu et al. 2003) e rendendo probabilmente più difficoltosa la sua cattura. E' inoltre noto che temperature eccessivamente alte, oltre una certa soglia di tolleranza che varia di specie in specie, inibiscono l'attività dei pesci (Coutant 1976: 894), potendo arrivare a provocare gravi conseguenze sulla loro riproduzione (Luksiene & Svedäng 1997).

Ulteriori elementi a supporto dell'influenza del clima ed in particolare della temperatura sul comportamento della specie nell'area di studio provengono dalla correlazione inversa riscontrata tra attività diurna e radiazione solare e temperatura, dai risultati del modello sull'attività diurna, che mostra come questa sia affetta dalla radiazione solare, e dai risultati provenienti dal modello sulla probabilità di rinvenire una lontra in attività durante la notte, che evidenziano come questa sia negativamente influenzata dalle temperature estreme dell'area di studio (si passa dai gradi negativi durante le notti invernali fino ai + 35 °C di alcune sere estive).

L'influenza della temperatura esterna (nel suo caso, dell'acqua) sul comportamento e la biologia della lontra eurasiatica erano stati precedentemente oggetto di studi da parte di H. Kruuk. Dopo aver impiantato radio-trasmittenti con sensori di temperatura corporea in 4 individui di una popolazione costiera delle isole Shetland (Kruuk et al. 1997) ed aver condotto esperimenti con lontre in cattività per studiare l'effetto della temperatura dell'acqua sul consumo d'energia (Kruuk 2006: 157-159), egli è giunto alla conclusione che le esigenze di termoregolazione di questo mustelide sono elevatissime e che la termoinsolazione può rappresentare un vero e proprio fattore limitante (Kruuk 2006:162-170). La differenza, tuttavia, con quanto riscontrato da questo autore (in un'area temperata oltre che costiera), risiede nel fatto che nel presente studio l'attività delle lontre sembra essere limitata non tanto dal freddo (sebbene in misura minore anch'esso giochi un ruolo, in quanto ricordiamo che l'attività decresce significativamente anche nelle notti con temperature eccessivamente rigide), e ciò è piuttosto atteso trovandoci in un'area mediterranea dalle temperature medie più elevate, quanto dall'eccessivo calore, specialmente durante la stagione secca e durante il giorno. La temperatura media delle acque misurata durante il giorno nell'area di studio, infatti, si aggira intorno ai 20°C (range: 9-35°C), non

rappresentando probabilmente un grosso limite al consumo energetico della lontra durante le sue immersioni. Secondo un modello costruito da Hans Kruuk e basato su esperimenti con lontre in cattività, infatti, ad un tale valore medio di temperatura dell'acqua corrisponderebbe un consumo energetico pari a circa 15 ml/min/Kg, valore piuttosto basso se comparato ai consumi medi stimati per le popolazioni delle aree temperate oggetto degli studi di quest'autore (28-30 ml/min/Kg - Kruuk 2006: 157-159).

Il comportamento d'attività delle lontre sembra condizionato anche da altri parametri meteorologici e climatici, a differenza del comportamento di movimento (vedi par. 5.3.4). Tra questi, il **vento** esercita un'influenza (negativa) sulla probabilità che una lontra sia in attività, come documentato in un altro mustelide (puzzola – *Mustela putorius*) in un'area temperata (Baghli & Verhagen 2005) e in altri carnivori (Taylor 1993 apud Zielinski 2000). Si ritiene che il vento agisca per lo più in maniera indiretta sulla lontra, possibilmente inibendo l'attività delle specie preda.

Anche la **luna** sembra avere un certo effetto sul comportamento d'attività della lontra, come documentato in altri carnivori (e.g. Beltran & Delibes 1994; Di Bitetti et al. 2006; Kauhala et al. 2006). La probabilità maggiore di incontrare una lontra in attività si ha infatti con la luna piena, mentre tutte le altre fasi sono associate ad una minore frequenza d'attività, sebbene l'unica ad esserlo in termini significativi è quella di luna calante. Anche in questo caso la spiegazione più plausibile riguardo la significatività dell'effetto lunare sull'attività di questo predatore appare quella che questa si sia co-evoluta con quella delle sue prede, essendo noto che molte specie ittiche sono sensibili alle fasi lunari (Baras et al. 1998; Lamothe et al. 2000; Hanson et al. 2008). La luna piena, inoltre, sembra poter inibire l'attività in alcuni invertebrati acquatici (Anderson 1966; Neveu & Échaubard 1975). Non si conoscono studi in tal proposito riguardanti il gambero rosso della Louisiana, ma nel caso ciò fosse confermato anche per questa che è la più comune preda della lontra nell'area di studio per quasi tutto l'anno, la maggiore attività delle lontre durante questa fase lunare potrebbe essere, tra altri fattori, una conseguenza della minore disponibilità del gambero, che porterebbe ad un'aumento nel tempo speso per il foraggiamento. Dall'altro lato, le lontre potrebbero passare una discreta quantità di tempo in caccia durante la luna piena a causa della maggiore visibilità proporzionata da questa fase lunare, che potrebbe favorire il rilevamento delle prede (Lucherini et al. 2009).

Anche la **tipologia d'habitat** ha un effetto sulla possibilità di rinvenire lontre in attività. In particolare, gli animali monitorati nonostante siano stati localizzati in attività per il maggior

numero di volte nei torrenti, sono risultati in proporzione maggiormente attivi nei grandi invasi artificiali (*dam*) piuttosto che, nell'ordine, nei torrenti o nei piccoli invasi (*pond*). La spiegazione più probabile di questo risultato appare quella legata al bilancio tra due tipi di esigenze da parte delle lontre, quella di protezione e quella di foraggiamento.

Per una discussione più dettagliata riguardo all'influenza della tipologia d'*habitat* sull'attività delle lontre si rimanda al capitolo sulla selezione dell'*habitat*.

Questi risultati, mostrando che la decisione di attivarsi o meno da parte di una lontra dell'area di studio dipenda da una serie di descrittori ambientali, rappresentano una novità in quanto non erano stati svolti in precedenza studi che mirassero a mettere in relazione l'attività di quest'animale con parametri climatico e meteorologici.

Studi del genere sono in effetti generalmente rari in ecologia, con qualche lodevole eccezione (e.g. Fernández-Duque et al. 2010; e, per i carnivori: Beltran & Delibes 1994; Lodé 1995, dove l'attività delle puzzole non è tuttavia risultata influenzata da nessuno dei due parametri indagati, temperatura e precipitazione; Theuerkauf et al. 2003, in cui vi era una lieve influenza di temperatura e precipitazione soltanto quando queste erano estremamente alte; Baghli & Verhagen 2005; Goszczyński et al. 2005) e hanno storicamente riguardato quasi esclusivamente questioni legate a condizioni climatiche estreme (Beltran & Delibes 1994). Si suggerisce, pertanto, di tenere in conto tali parametri climatico e meteorologici quando si conducono studi sui *pattern* d'attività, in quanto questi possono rivestire un ruolo sia diretto sia indiretto (condizionando in prima istanza i ritmi delle prede) nei ritmi d'attività di un carnivoro (Beltran & Delibes 1994; presente ricerca).

I risultati del presente studio sottolineano inoltre la vulnerabilità a cui sono soggette le lontre a causa del riscaldamento globale e dei conseguenti cambiamenti climatici (vd anche Cianfrani et al. 2011), supportando l'ipotesi già avanzata precedentemente nel presente testo e riportata anche nel resto del documento.

5.5.3 Variabilità individuale

Sebbene principalmente notturne, le lontre marcate hanno mostrato alcune eccezioni, rappresentate da:

- l'attività principalmente diurna mostrata dal maschio M3 durante un periodo di circa due mesi quando questi si incontrava in uno step iniziale della sua dispersione e dalla maggiore frequenza d'attività diurna in generale dei giovani maschi in dispersione;

- l'aumentata attività diurna che ha caratterizzato la gravidanza e la prima fase dell'allattamento di F4 e F13;
- la maggiore frequenza d'attività diurna degli individui subadulti rispetto agli adulti.

Il primo punto potrebbe esser dovuto ad una maggiore esigenza d'attività necessaria nell'atto di esplorare nuovi territori, ad un cambiamento comportamentale messo in atto dagli individui in dispersione perché potenzialmente meno dominanti rispetto a conspecifici residenti, nonché ad una maggiore facilità nella caccia durante il giorno in cui è possibile utilizzare anche il senso della vista, che aiuterebbe a sopperire alle minori capacità nella caccia degli individui giovani (Watt 1993; Kruuk 2006). O, viceversa, l'attività diurna potrebbe anche essere meno conveniente e dunque risultare in una forzatura provocata dal basso stato di dominanza di questi giovani maschi, mentre quelli adulti e più in su nella scala gerarchica caccerebbero maggiormente negli orari più favorevoli, quelli notturni appunto, secondo quanto discusso nel paragrafo 5.5.1. Non esistendo praticamente informazioni riguardanti il *dispersal* di individui selvatici di *Lutra lutra* in letteratura, tuttavia, questo fenomeno risulta di non facile interpretazione.

La maggior percentuale di localizzazioni **diurne** in attività riscontrate sia durante la **gravidanza** che le **prime fasi dell'allattamento** in F4 ed F13 rispetto a quando esse erano senza cuccioli o con cuccioli d'età maggiore di 2 mesi, troverebbe una plausibile spiegazione nella continua esigenza energetica delle femmine in queste fasi, caratterizzate da un maggior fabbisogno energetico (Kruuk 2006). In linea con questi risultati vi è anche il fatto che le femmine in queste due categorie riproduttive si attivano prima di quelle senza cuccioli o con prole d'età maggiore dei 2 mesi.

D'altro canto, le femmine nelle **prime fasi dell'allattamento** risultano anche quelle meno attive rispetto agli altri stati riproduttivi. Questo risultato sembra trovare una logica interpretazione nel fatto che dopo la nascita dei cuccioli e durante i loro primi mesi di vita le femmine devono passare una certa quantità del loro tempo in tana allattando la prole, venendo così rilevate frequentemente in riposo. Quando, invece, i cuccioli crescono e sono in grado di seguire la madre fuori la tana ed iniziano a mangiare anche cibo solido (Kruuk 2006), i livelli d'attività diventano di nuovo "normali", innalzandosi e tornando quasi a quelli raggiunti durante la gravidanza, probabilmente per recuperare le energie perse durante le precedenti due fasi.

E' interessante notare che tali risultati sono molto simili a quelli notati in un'altro carnivoro solitario, il gatto Iriomota (*Prionailurus iriomotensis* - Schmidt et al. 2009) ed in un carnivoro sociale, il lupo (*Canis lupus* - Theuerkauf et al. 2003). Anche in questi due studi, infatti, le

femmine in allattamento (nel primo) e riproduttive (nel secondo) erano maggiormente attive durante il giorno rispetto a quelle con prole indipendente (nel primo) o a quelle non riproduttive (nel secondo), ma, nel complesso, mostravano una minore frequenza d'attività; attività che tornava alta nei periodi di indipendenza della prole (Theuerkauf et al. 2003; Schmidt et al. 2009), fenomeno anche in questo caso ritenuto dovuto alla necessità di recupero (Schmidt et al. 2009). Attività diurna in specie notturne è stata riportata anche in femmine gravide di martora (*Martes martes*) (Zalewski 2001), in femmine con cuccioli rispetto a quelle senza prole nella lince canadese (*Lynx canadensis*) (Kolbe & Squires, 2007). Infine, una certa aritmicità in femmine con cuccioli è stata documentata anche in un'altra specie di mustelide e sempre ricondotta ad un maggiore fabbisogno energetico delle femmine durante questa fase (Marcelli et al. 2003).

Il maggior grado di attività diurna degli individui **subadulti** rispetto agli adulti, riscontrata anche in popolazioni iberiche di lince (Beltran & Delibes 1994) e genetta (*Genetta genetta* - Palomares & Delibes 1994), potrebbero avere cause simili a quelle già discusse per gli individui in dispersione. Potrebbe, cioè, esser dovuta alla condizione di subordinazione gerarchica nei primi, che li indurrebbe ad essere attivi anche di giorno, nelle ore probabilmente meno convenienti ma in cui gli individui dominanti riposano. Ciò verrebbe comprovato anche dalla minore frequenza d'attività notturna dei subadulti rispetto agli adulti. Inoltre, i subadulti s'attivano in media prima degli adulti, probabilmente per avere più possibilità di procacciarsi il cibo, dal momento che giovani lontre hanno di solito un minor tasso di successo nella loro caccia (Watt 1993; Kruuk 2006).

Contrariamente a quanto documentato in altre specie di mustelidi, in cui i **maschi** possono presentare frequenze d'attività maggiori rispetto alle **femmine** (Marcelli et al. 2003), non sono presenti tali differenze tra i due sessi nelle lontre studiate.

5.5.4 Considerazioni generali

La variabilità nei ritmi circadiani associata agli eventi di dispersione e ai diversi stadi riproduttivi delle femmine documentata nel presente studio dimostra l'importanza di **monitorare per lunghi periodi** di tempo gli animali catturati, onde evitare di classificare scorrettamente l'attività degli stessi. Se i succitati animali fossero stati seguiti soltanto per poche settimane, in corrispondenza del comportamento di dispersione nel caso dei giovani maschi o della gravidanza e/o prime fasi d'allattamento in quello delle femmine, sarebbero infatti potuti esser classificati come diurni o afasici, un risultato piuttosto lontano dalla realtà della popolazione studiata.

La variabilità individuale mostrata in alcuni degli aspetti inerenti il comportamento d'attività della specie studiata, inoltre, costituisce un'ulteriore prova dell'utilità, in modellistica ecologica, dell'utilizzo di modelli misti, che permettono di rimuovere le differenze dovute ad idiosincrasie individuali e di ottenere pertanto inferenza a livello dell'intero campione. In tale ottica, le evidenze fornite nel presente studio potrebbero essere più correttamente estrapolabili a livello di popolazione che non quelle ad esempio riportate in uno dei pochi studi simili (Beltran & Delibes 1994), svolti cioè con lo scopo di indagare gli effetti di variabili climatiche e meteorologiche sull'attività di un carnivoro, nel quale sono state effettuate analisi raggruppando tutti gli individui radio-monitorati.

Si sottolinea anche l'opportunità, per una corretta indagine sui ritmi circadiani, del campionamento con una **frequenza omogenea**, ovvero con rilevamenti equamente distribuiti nell'arco delle 24 ore. Ciò non è avvenuto, invece, in molti studi di *radio tracking* di lontra precedenti, per lo più pianificati con frequenze casuali (es. Green et al. 1984; Durbin 1996a, 1998; Ó Néill et al. 2009). Nell'ultimo studio citato, poi, come detto i rilevamenti sono stati ottenuti soltanto durante la fase diurna, mentre le abitudini dell'animale sono generalmente prevalentemente notturne (Kruuk 2006) ed anche in quell'area di studio (Irlanda) sembrerebbero essere tali, considerando che durante il giorno quelle lontre sono state trovate in attività soltanto in circa il 20 % delle occasioni (pur essendo ciò stato utilizzato dagli autori come una giustificazione alla scelta adottata - Ó Néill et al. 2009).

Si ritiene, infine, che l'approccio di condurre le stesse analisi di regressione multipla sia sull'attività, intesa come rilevamento in movimento o in riposo dell'animale, sia sull'ampiezza degli spostamenti dello stesso, sia stato valido. Tale confronto, infatti, ha permesso di trarre delle indicazioni su quali parametri ambientali influenzino di più l'uno e l'altro tipo di comportamento. Un'attività presente ma localmente ridotta nello spazio di poche decine di metri, infatti, potrebbe non necessariamente essere intrapresa, dall'animale, sulla base degli stessi fattori che porterebbero lo stesso a decidere di effettuare spostamenti maggiori.

5.6 Uso e selezione dell'*habitat*

5.6.1 Invasi artificiali

La prima importante indicazione che i risultati delle varie analisi di selezione/preferenza dell'*habitat* da parte delle lontre radio-monitorate sembrano fornire è che i grandi invasi artificiali vengono intensamente ed estensivamente utilizzati dalle lontre durante tutto l'anno.

Studi anteriori ritenevano invece gli *habitat* lentici decisamente subottimali per la specie (Pedroso et al. 2004; Pedroso & Santos-Reis 2006, 2009; Pedroso et al. 2007; Sales-Luís et al. 2007; Basto et al. 2011), se non addirittura nocivi o comunque dannosi a causa dell'alterazione del flusso d'acqua o dei naturali movimenti delle lontre (e.g. Jiménez & Lacomba 1991, Ruiz-Olmo et al. 2001a; Michelot & Bendelé 1995 in Pedroso et al. 2007; Foster-Turley et al. 1990; Macdonald & Mason 1984, 1994; Houston & Mcnamara 1994) e la maggior parte degli autori ipotizzava che venissero utilizzati soltanto durante la stagione estiva (Prenda et al. 2001; Pedroso & Santos-Reis 2006, 2009; Pedroso et al. 2007; Sales-Luis et al. 2007; Basto et al. 2011). Soltanto recentemente, alcuni studi hanno documentato un utilizzo più continuo di questi *habitat* da parte delle lontre in sistemi mediterranei insieme all'uso dei tributari (Pedroso et al. 2007; Sales-Luis et al. 2007; Basto et al. 2011). Tali lavori, tuttavia, mancano di repliche spaziali (Pedroso et al. 2007 e Sales-Luis et al. 2007 si riferiscono soltanto ad un unico invaso, la diga di Aguieira, nel Portogallo Centrale) e temporali (Basto et al. 2011), ma soprattutto constano di dati indiretti circa l'utilizzazione dei sistemi lentici (indizi di presenza), non consentendo, pertanto, la quantificazione e la descrizione della sua modalità. La necessità di dati di *radio tracking*, che potessero sopperire a tali lacune viene, di fatto, invocata dagli stessi autori, così come l'acquisizione di informazioni circa il successo riproduttivo delle lontre in tali sistemi (Pedroso et al. 2007; Sales-Luis et al. 2007).

I dati forniti nella presente ricerca sembrano, dunque, indicare le dighe come una risorsa chiave per la popolazione di lontre dell'area di studio e durante l'intero corso dell'anno. A tal riguardo, sembra che le lontre operino una certa selezione già a scala di paesaggio (II ordine di selezione - Johnson 1980), ovvero nel decidere dove stabilire il proprio *home-range*. Evidenze in tal senso provengono sia dal fatto che tutte le lontre monitorate (19 includendo anche quelle marcate con zainetto GPS) avevano almeno uno o più *habitat* lentici all'interno del proprio *home-range*, sia dalla significatività (e dagli alti valori dei coefficienti) delle variabili distanza dalla diga più vicina e tipologia d'*habitat* (tra cui vi è, appunto, la diga, spesso fortemente associata alla frequenza di radio-localizzazioni di lontra), selezionate sia dal GM che dal AM e per entrambe le stagioni.

Pur costituendo una novità in termini di comparazione con la letteratura precedente, il fatto che le dighe costituiscano un elemento così importante per le lontre in un contesto come quello dell'Alentejo (Sud del Portogallo), caratterizzato da un clima mediterraneo con estati spesso accompagnate da forti e perduranti siccità (Magalhães et al. 2002, 2007), non si può definire sorprendente. Spesso, infatti, esse costituiscono l'unica fonte d'acqua (e pertanto di cibo) durante i periodi di siccità, in cui la maggior parte dei torrenti dell'area di studio secca. Ed il fatto che sembra che le lontre abbiano selezionato le dighe già ad una scala spaziale maggiore, come suggerito, potrebbe essere dettato dalla staticità di questi elementi lentici nel paesaggio e da una popolazione di lontre vicina alla soglia della saturazione nell'area di studio. Per una lontra, cioè, che debba difendere come proprio territorio una diga (o parte di essa) durante la stagione secca (quella durante la quale é indubbio che questa tipologia d'*habitat* rivesta un'importanza probabilmente vitale), non converrebbe allontanarsi da questa durante la stagione umida, sia per i costi eventualmente associati all'eventuale spostamento/migrazione, sia, in particolare, per l'elevata densità di conspecifici occupanti gli spazi limitrofi.

Questi risultati, qualora venissero comunicati erroneamente, potrebbero portare conseguenze negative alla conservazione della specie. E' infatti noto ed evidente che le dighe rivestano un ruolo di primo piano nell'alterazione e frammentazione degli ecosistemi d'acqua dolce (Poff & Allan 1995; McCartney et al. 1999; Redford & Richter, 1999; Collares-Pereira et al. 2000; World Commission on Dams 2000; Prenda et al. 2006; Santos et al. 2008; Ruiz-Olmo et al. 2011) e che abbiano un'influenza fortemente negativa sullo status di conservazione di molte specie della fauna ittica (Holmquist et al. 1998; Collares-Pereira et al. 2000; Clavero et al. 2004; Filipe et al. 2004; Hladík et al. 2008), nonché di altri organismi acquatici quali ad esempio gli anfibi (Lind et al. 1996), anch'essi prede frequenti della lontra (Sidorovich & Pikulik 1997; Taastrøm & Jacobsen, 1999; Jêdrzejewska et al. 2001; Quaglietta et al. 2009a per l'area di studio). E se, per qualsiasi motivo, passasse il messaggio che le dighe sono elementi favorevoli al mustelide, benché la frase in sé possa contenere una parziale verità, potrebbe determinare effetti indiretti potenzialmente piuttosto pericolosi per il predatore, come la diminuzione o addirittura estinzione di alcune importanti specie preda. Le anguille, ad esempio, animali in costante decremento numerico in tutto il loro areale (es. Russel & Potter 2003; Starkie 2003; Rosell et al. 2005) e fortemente penalizzati nella loro attività migratoria dalla costruzione di sbarramenti lungo i corsi fluviali, costituiscono in molti luoghi geografici la o una delle prede favorite della lontra, per la quale sono state considerate una risorsa importante (Beja 1996a; Clavero et al. 2004, 2006; Progetto Lontra Cilento - Università di Roma 'La Sapienza' dati non pubblicati; Bove Tesi di Laurea 2005; Britton et al. 2006). Lo stesso discorso vale per una serie

di altre specie ittiche, tra cui ad esempio il barbo, preda tra l'altro consumata dalla lontra anche nell'area di studio (Quaglietta et al. 2009a) e ritenuta tra le più importanti per cuccioli di lontra (Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002). Questo pesce, infatti, è capace anch'esso di spostamenti di svariati chilometri (Rodriguez-Ruiz & Granado-Lorencio 1992; Lucas & Batley 1996; Lucas & Frear 1997), che vengono impediti dalle dighe.

Infine, nonostante questi dati dimostrino un utilizzo estensivo degli invasi artificiali da parte delle lontre (almeno quelle che vivono in ambienti mediterranei o comunque in cui la risorsa idrica scarseggia durante l'estate, come quello lusitano dell'area di studio), è da rimarcare come non si sappia ancora quali possano essere le conseguenze sulle popolazioni di lontra a lungo termine. Se davvero questi *habitat* lentici sono subottimali per la specie (ipotesi ritenuta poco probabile - vedi anche la prosecuzione del testo), la selezione di questa tipologia d'*habitat* potrebbe, infatti, rivelarsi ciò che in gergo tecnico viene definita come “trappola ecologica” (Battin 2004), portando a decrementi nella densità delle popolazioni e/o abbassamenti nella fitness degli individui.

Oltre ai grandi invasi, anche i *pond* sono stati intensamente utilizzati e selezionati e sembrano dunque anch'essi piuttosto importanti per le lontre in ambienti mediterranei.

Tale risultato è in contrasto con quanto ipotizzato in un recente studio portoghese, in cui i piccoli invasi sono considerati “poco importanti o in grado di sostenere un basso numero di lontre” (Basto et al. 2011). Senz'altro tali strutture non sono in grado di ospitare, da sole, un numero elevato di lontre a causa delle loro ridotte dimensioni. Essi, però, garantiscono all'interno degli *home-range* delle lontre la presenza di quelle che si ritiene siano aree particolarmente importanti per la riproduzione della specie in questi contesti. Tre su cinque delle femmine radio-monitorate che avevano cuccioli, infatti, hanno passato una discreta parte del loro tempo in questa tipologia d'*habitat*. Una certa selezione di alcune aree per la crescita dei cuccioli, chiamati appunto “*rearing sector*” (Ruiz-Olmo et al. 2005c), è stata documentata anche nel resto della penisola iberica, sebbene in questo caso i settori avessero caratteristiche diverse da quelle qui descritte e fossero lungo il corso dei fiumi e non in elementi distaccati quali i *pond* (le differenze fisiografiche esistenti tra i corsi d'acqua nelle due aree di studio – i fiumi dello studio spagnolo sono molto maggiori e con maggiore disponibilità di rocce ed anfratti che sembrano creare *microhabitat* importanti per le lontre con cuccioli in quegli ambienti rispetto ai più piccoli torrenti dell'area di studio portoghese - spiegherebbero tali differenze). L'utilizzo piuttosto intenso dei *pond* da parte di alcune femmine con prole può essere spiegato in base ad un insieme di caratteristiche di questi sistemi che potrebbero essere nel loro complesso alquanto vantaggiose

in questa fase della vita del mustelide. I piccoli invasi dell'area di studio, infatti, sono spesso dotati di dense macchie di vegetazione, offrendo così possibilità di rifugio e protezione alle lontre (e.g. Jenkins & Burrows 1980; Bas et al. 1984; Beja 1996b; Green et al. 1984; L. Quaglietta dati non pubblicati), ed hanno una profondità d'acqua piuttosto bassa e dunque favorevole alle operazioni di caccia della lontra (Kruuk 1995; Houston & McNamara 1994), ospitando anche una discreta quantità di prede (Beja & Alcazar 2003; Ribeiro et al. 2011; presente ricerca). Osservazioni dirette di cuccioli di tre famiglie diverse mentre erano intenti in comportamenti di gioco in questa tipologia d'*habitat* sono ulteriori elementi a sostegno di tale ipotesi.

Sempre riguardo la **riproduzione**, dati non riportati nel presente documento ma raccolti nel corso della stessa ricerca contribuiscono a svelare aspetti poco noti e ritenuti tra i principali dubbi circa l'idoneità degli invasi artificiali per le lontre (Pedroso et al. 2007; Sales-Luis et al. 2007). Tutti gli individui monitorati (ad eccezione di F4) hanno infatti fatto ampiamente e regolarmente uso degli invasi artificiali, sempre presenti all'interno dei loro *home-range*, incluse tutte le lontre adulte di sesso femminile, che, fatto ancor più importante, si sono regolarmente riprodotte.

Sebbene tali dati sembrino mostrare che la demografia della popolazione di lontre dell'area di studio non soffra (indirettamente) degli effetti che le dighe hanno o possano aver avuto al momento della loro costruzione sulle popolazioni ittiche, si ritiene, in realtà, che ciò non avvenga (o non sia ancora avvenuto) principalmente grazie alla buona naturalità generale dei corsi d'acqua nei tratti a monte delle dighe e la conseguente discreta presenza di fauna ittica associata (Ilhéu, com. pers.; Quaglietta dati non pubblicati) nonché alla continua disponibilità del gambero rosso della Louisiana. La facile reperibilità di questa specie invasiva e la sua inesauribilità durante buona parte dell'anno, potrebbe dunque star in parte mascherando gli effetti delle dighe sulla fauna ittica (vedi anche Beja 1996a). In altri contesti, però, dove non esista una tale disponibilità di alimento e dove la qualità dei corsi d'acqua e l'abbondanza della fauna ittica siano scarse, l'effetto delle dighe sulle popolazioni di lontra potrebbe essere imprevedibilmente serio e pertanto la costruzione di passaggi per pesci o misure simili che permettano una maggiore connettività degli ecosistemi acquatici alterati da sbarramenti diventerebbe imprescindibile anche per la conservazione del predatore e non soltanto delle specie preda.

5.6.2 Risorsa idrica

L'uso dello spazio da parte della lontra è risultato influenzato anche dalla presenza di pozze perenni durante l'estate.

Questo risultato, insieme con il fatto che la distanza dagli *habitat* lentici sia risultata selezionata nei modelli di preferenza d'*habitat*, sembra indicare ancora una volta l'importanza della disponibilità d'acqua per la lontra in ecosistemi mediterranei, come già sottolineato in altri studi, per lo più spagnoli (Barbosa et al. 2001; Prenda et al. 2001; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002, 2007).

I sistemi mediterranei sono infatti caratterizzati da prolungati periodi di siccità estivi, durante i quali la maggior parte dei torrenti secca e le uniche sorgenti d'acqua, e pertanto di prede, sono rappresentate proprio da poche ed isolate pozze (Gasith & Resh 1999; Magalhães et al. 2002; Bernardo et al. 2003; Magalhães et al. 2007), la cui permamenza diviene, pertanto, fondamentale per la sopravvivenza della lontra. Esse sono in effetti considerate elementi importanti per le biocenosi acquatiche, in quanto durante i periodi di siccità consentono la resilienza a molte specie di pesci (in particolare ciprinidi), crostacei, anfibi ed invertebrati (Ruiz-Olmo et al. 2001a; presente ricerca), costituendo territorio preferenziale per le attività di caccia delle lontre (Magalhães et al. 2002).

Il ridotto numero delle pozze perenni e la loro distribuzione a *patch* lungo i torrenti abitati dalle lontre, lascia supporre che le pozze da sole non bastino a soddisfare le esigenze trofiche della popolazione di lontra dell'area di studio durante la stagione secca. Le lontre riescono invece a fronteggiare le dure condizioni imposte dalle siccità estive soltanto sfruttando sia le pozze intermittenti che gli invasi artificiali.

Nonostante la grande flessibilità del mustelide e la sua apparente capacità di adattamento a questi ambienti (Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002; presente ricerca), la sua pressoché totale dipendenza dall'acqua espone particolarmente questo predatore di vertice degli ecosistemi acquatici ad una minaccia che incombe attualmente sugli ecosistemi d'acqua dolce (Abell 2002; Matthews & Marsh-Matthews 2003; Araujo et al. 2006; Otero et al. 2011; Wenger et al. 2011) e proprio sulla disponibilità d'*habitat* per la lontra (Cianfrani et al. 2011), quella dei **cambiamenti climatici**.

Si sottolinea pertanto la necessità di mantenere elevate le esigenze di conservazione di una specie, come *Lutra lutra*, il cui status di conservazione è stato piuttosto preoccupante sino a pochi anni or sono in molti paesi europei (Foster-Turley et al. 1990; Kruuk 2006). Le popolazioni di questo mustelide, infatti, oscillano fortemente negli anni (Kruuk et al. 1993; Kruuk 1995, 2006; J.W. Conroy com. pers.) ed abbassare il livello di guardia in Portogallo o in

altri paesi ove la situazione attuale della specie sembra positiva, potrebbe essere piuttosto rischioso e comportare anche notevoli danni ad interi ecosistemi (Estes et al. 2011).

Alle problematiche sin qui evidenziate si aggiungono le **captazioni**, deviazioni ed altre forme di sfruttamento della risorsa idrica d'origine antropica, aumentando la competizione diretta e indiretta tra uomo e lontra per questo bene primario.

In attesa di chiarire definitivamente l'idoneità per la lontra degli invasi artificiali, soprattutto per ciò che concerne la fitness delle popolazioni del mustelide che vivono in questi *habitat*, i sistemi lotici continuano ad essere ritenuti da molti autori quelli maggiormente idonei alla lontra (op. cit.). In tal ottica, destano preoccupazione gli svariati fattori di minaccia segnalati per gli *habitat* lotici. Questi sono, infatti, tra gli ambienti più sensibili alle attività umane (Dynesius & Nilsson, 1994; Naiman & Turner, 2000); in particolare, la biodiversità (Richter et al. 1997), le reti trofiche (Wootton et al. 1996), il ciclo dei nutrienti (Johnes, 1996; Meyer et al. 1999) e l'integrità fisica di molti fiumi sono stati alterati rispetto al loro stato naturale (Strayer et al. 2003) e ciò è accaduto ad una velocità senza precedenti nella storia geologica (Pringle et al. 2000; Rosenberg et al. 2000). Come detto (vedi Introduzione), meno di un terzo dei fiumi nel mondo scorre senza impedimenti, e la percentuale diminuisce ancora se ci si riferisce ai singoli paesi, come il 2% negli Stati Uniti (Abramovitz 1996 apud Groom & Vynne 2006); e in Europa, a causa dell'urbanizzazione, del processo industriale e dell'agricoltura intensiva le zone umide sono scomparse del 60 – 70 % (Revenge et al. 2000).

Nonostante tali gravi alterazioni, la frammentazione degli ecosistemi acquatici non ha ancora ricevuto l'attenzione che gli compete nel campo della biologia della conservazione (Allan & Flecker 1993; Abell 2002; Pringle 2006; Dudgeon et al. 2006).

5.6.3 Vegetazione ripariale

L'importanza della vegetazione ripariale è stata oggetto di pareri discordanti in letteratura (vedi Introduzione).

In questa ricerca sono emerse diverse evidenze in favore del fatto che questo tipo di vegetazione rivesta un ruolo alquanto importante per la popolazione di lontre studiata.

I torrenti, infatti, sono risultati selezionati dalle lontre marcate soprattutto per il comportamento di riposo. Si ritiene che ciò sia principalmente legato alla disponibilità in termini di rifugi diurni che questa tipologia vegetazionale offre alle lontre (Macdonald et al. 1978; Green et al. 1984; Durbin 1998), in quanto vi è un'elevata differenza in termini di abbondanza (e continuità) di vegetazione ripariale tra i torrenti e le dighe (meno del 20 % di esse è provvista di vegetazione

ripariale, la quale è invece pressoché costantemente presente lungo i sistemi lotici ed con un buon grado di naturalità e continuità).

Un ulteriore elemento a favore di tale ipotesi è rappresentato dalla significatività della variabile “distanza dal più vicino rifugio diurno noto”, selezionata in entrambi i modelli. Ciò, mostrando come la disponibilità di rifugi lungo l'*home-range* influenzi la modalità di uso dello spazio da parte della lontra, rafforza al contempo il concetto dell'importanza della vegetazione ripariale per questa specie, dal momento che la quasi totalità dei rifugi diurni identificati nel corso della presente ricerca era localizzato proprio all'interno della galleria ripariale (L. Quaglietta dati non pubblicati). Rifugi che, in effetti, sembrano proprio esser in qualche modo difesi/segnalati, attraverso un'intensa attività di marcatura da parte delle lontre della popolazione studiata, in quanto da indagini preliminari sull'attività di marcatura della lontra svolte nel corso della presente ricerca emerge una relazione significativa tra il numero di segnali olfattivi e la distanza al rifugio diurno noto più vicino (Bandini 2010 Tesi di Laurea; L. Quaglietta dati non pubblicati).

Infine, la percentuale di vegetazione ripariale presente nei *buffer* creati intorno alle localizzazioni è risultata significativamente associata alla probabilità di visita da parte della lontra in vari modelli durante il processo di selezione, venendo esclusa in quello finale soltanto perché si era presa la decisione di innalzare la soglia della significatività ad $\alpha = 0,025$.

I risultati presentati forniscono dunque prove robuste in favore del ruolo fondamentale che la vegetazione ripariale, specialmente come struttura in grado di offrire disponibilità di rifugi, possa avere per l'ecologia, la biologia ed il comportamento della lontra eurasiatica, in accordo con quanto soltanto ipotizzato in studi precedenti spesso limitati da *bias* nelle tecniche (e.g. Macdonald et al. 1978; Jenkins & Burrows 1980; Bas et al. 1984; Lodé 1993; Prenda & Granado-Lorencio 1996) o dal numero di animali monitorati (Green et al. 1984; Quaglietta 2006 Tesi di Laurea).

Tra i pochissimi studi che hanno indagato la selezione d'*habitat* di questa specie avvalendosi di tecniche radio-telemetriche, invece, Durbin (1998) e Ruiz-Olmo et al. (2007) non hanno riscontrato nella vegetazione ripariale una variabile predittiva dell'uso dello spazio delle lontre in alcuni fiumi rispettivamente scozzesi e spagnoli (sebbene nel primo caso l'autore consideri questo tipo vegetazionale un parametro importante ed ammetta che il fatto che l'uso dell'*habitat* delle lontre non sia risultato correlato con essa dipende probabilmente dalla eccessiva risoluzione del campionamento), mentre Kruuk et al. (1993) ha focalizzato le indagini sull'*habitat* essenzialmente sull'ampiezza dell'alveo fluviale, non fornendo dunque indicazioni sull'utilizzo/selezione di tale vegetazione.

Un ulteriore aspetto positivo legato alla presenza di una vegetazione ripariale naturale, ben strutturata e dotata di una certa continuità come quella dell'area di studio, è che essa aumenta la biodiversità ripariale (es. Tabacchi et al. 1990; Naiman et al. 1993), essendo fondamentale in particolare per la fauna ittica (es. Dale Jones III et al. 1999; Filipe et al. 2002; Naiman & Latterell 2005). Gli alberi sulle sponde con le loro radici, i grandi ammassi di materiale arboreo depositato (*woody-debris*) (Naiman & Latterell 2005) e la vegetazione ricoprente l'alveo (*overhanging bought*), infatti, sono stati spesso considerati predittivi dell'abbondanza di alcune specie ittiche, per le quali provvedono a fornire adeguato riparo e *habitat* per le *nursery* (Kozel & Hubert 1989; Durbin 1998; Sousa et al. in prep.), oltre a prevenire l'erosione delle sponde e l'inquinamento dell'acqua, grazie ai sistemi radicali degli iberi che trattengono nel suolo le sostanze trasportate con le precipitazioni dai centri urbani e dalla rete stradale (Lowrance et al. 1984; Naiman & Décamps 1997). In ecosistemi mediterranei, poi, questi tipi vegetazionali possono svolgere un ruolo chiave nel limitare l'incremento della temperatura dell'acqua (Whitledge et al. 2006) e nel preservare le pozze d'acqua durante i periodi di massima siccità (Gregory et al. 2003 apud Lake et al. 2007; Naiman & Latterell 2005), creando dunque dei siti favorevoli alla concentrazione di prede (Ruiz-Olmo et al. 2001a; Magalhães et al. 2002; Whitledge et al. 2006; presente ricerca).

In tal senso, dunque, la selezione indiretta notata per questi *habitat* può essere legata anche ad esigenze trofiche, con le lontre che selezionerebbero queste aree anche per foraggiare, probabilmente fermandosi poi a riposare nelle vicinanze. I torrenti dell'area di studio, in effetti, ospitano una maggiore biomassa del gambero rosso della Louisiana rispetto agli invasi artificiali, come emerso da indagini preliminari non riportate nel presente documento (Serrentino 2009 Tesi di Laurea; L. Quaglietta dati non pubblicati).

Si ritiene che le due ipotesi (selezione per attività di riposo nei rifugi e per attività di caccia) non si autoescludano ma al contrario razzorfino il concetto della necessità, per le lontre, di dover contare su un'ampia disponibilità di entrambe le risorse, quella trofica e quella di strutture adatte al rifugio.

Come detto in precedenza, queste due risorse non esclusivamente "*non-substitutable*" (Tilman 1982 apud Dunning et al. 1992) si trovano piuttosto segregate nell'area di studio. Se, infatti, i torrenti non sono sprovvisti di risorsa trofica, la disponibilità di vegetazione ripariale e dunque rifugi è quasi esclusivamente concentrata nei torrenti e nella maggioranza dei casi assente nelle dighe, essendo, però, quest'ultime mediamente più ricche in prede (soprattutto pesce).

L'utilizzo di *habitat* differenti per comportamenti diversi secondo un binomio non univoco (grosso modo: le lontre caccerebbero maggiormente negli invasi artificiali e riposerebbero quasi

esclusivamente lungo i tributari – ma vedi anche par. 5.2.4, 5.6.1 e 5.6.2), è un esempio di quel bilancio tra esigenze trofiche e di protezione che molte specie animali si trovano ad affrontare e ben noto nel campo del comportamento di foraggiamento (e.g. Hughes & Ward 1993; Perry & Pianka 1997; Dugatkin & Reeve 1998 *sensu lato*; Mystreud & Ims 1998; Vincent & Brown 2005 *sensu lato*; Stephens et al. 2007 *sensu lato*; Owen-Smith et al. 2010) ma meno documentato in carnivori come la lontra. A tal proposito si riporta un'esperienza che ha dell'incredibile. Durante la ricerca del segnale radio di una femmina adulta (in quel periodo accompagnata da prole) chi scrive si è involontariamente ritrovato a pochi metri dall'esemplare in questione (F5) mentre questi si trovava in acqua in compagnia dei suoi tre cuccioli; essendo stata sorpresa in una zona totalmente priva di qualunque tipo di struttura che potesse offrire riparo a lei ed ai cuccioli, dopo brevi istanti di esitazione ha fulmineamente optato per quello che non può che esser definito, da occhio umano, come un comportamento “criptico”, più comunemente attribuito a specie preda che non a predatori: sperando di esser scambiata per una delle piccole rocce color castano presenti lungo la sponda della diga è rimasta immobile, sporgendo per metà fuori dall'acqua, e si è inarcata sul proprio dorso per offrire ai cuccioli un ancoraggio sicuro.

La necessità di un congiunto di *habitat* per la lontra eurasiatica era stata già ipotizzata in un'area del Portogallo centrale da altri ricercatori (Pedroso et al. 2007; Sales-Luis et al. 2007), che avevano ascritto tale fenomeno al processo di *habitat complementation* descritto da Dunning et al. (1992) (in realtà nell'articolo originale il processo è definito “*landscape complementation*”). I dati forniti in questa ricerca di fatto confermano le ipotesi riportate in questi studi, sia per quanto riguarda l'utilizzo intenso e continuo durante l'anno delle dighe, sia per l'importanza della vegetazione ripariale come rifugio per le lontre, documentando anche, come detto, eventi di riproduzione.

Il vantaggio dell'approccio telemetrico ha permesso di conoscere la modalità di uso dello spazio degli animali marcati e di poterla quantificare. Si è pertanto potuto appurare che anche i piccoli torrenti adiacenti gli invasi artificiali vengono utilizzati piuttosto intensamente, anche per l'attività, mentre negli studi precedentemente citati si riteneva che essi avessero un ruolo pressoché esclusivamente legato al comportamento di riposo, dal momento che da analisi sull'ecologia trofica era risultato che le lontre consumavano prede provenienti principalmente dagli invasi artificiali (Sales-Luis et al. 2007). Si sottolinea, in effetti, come senza l'ausilio della radio-telemetria possa risultare alquanto difficile giungere a conclusioni circa la relativa importanza dei due *habitat* per la lontra. Pedroso et al. (2007), ad esempio, ipotizzano che le lontre abbiano bisogno di torrenti per la riproduzione in quanto soltanto questi sono dotati di

vegetazione e dunque riparo sufficiente, ma le loro argomentazioni sono basate su degli avvistamenti di individui giovani e la cattura di una femmina gravida nelle vicinanze dei tributari, troppo poco se si tiene in conto la grande capacità di movimento (Durbin 1996a, 1998; Kruuk 2006; presente ricerca) e soprattutto la continua necessità, delle lontre, di muoversi da una tipologia d'*habitat* all'altra documentata nel presente lavoro. Si sconsiglia, dunque, dedurre che una lontra si sia riprodotta in una tipologia d'*habitat* soltanto in base al suo avvistamento con prole (o a quello di individui giovani) in quest'ultima. A tal riguardo si riportano molteplici esperienze di osservazioni dirette della femmina F5 con i propri cuccioli in una diga totalmente sprovvista di vegetazione di alcun tipo (Figura 82). In questo caso, tramite telemetria, era noto che F5 aveva dato alla luce cuccioli lungo il tributario vicino la diga, e che essa, dopo circa due mesi dalla loro nascita (dunque all'età in cui è più probabile che vengano avvistati, perché cominciano ad uscire dalle tane – Kruuk 2006), utilizzava entrambi gli *habitat* di continuo.



Fig. 82 Individuo femmina F5 (“Zelda”) con tre cuccioli in riposo tra le rocce in un’isola di una diga completamente sprovvista di vegetazione sulle sponde.

Female F5 with three cubs while resting on a rocky island in a dam with no vegetation on the banks.

5.6.4 Necessità di un approccio olistico per la conservazione degli ecosistemi d’acqua dolce

L’estinzione dei predatori di vertice può determinare effetti a cascata sull’intera catena e provocare ingenti danni ai processi, le funzioni e la resilienza di interi ecosistemi (Estes et al. 2011).

I dati provenienti dalle lontre monitorate, indicando l’importanza della gestione della risorsa idrica e della vegetazione ripariale, sottolineano dunque come nella stesura dei piani di gestione e conservazione della lontra sia più opportuno un approccio olistico, che estenda il campo agli interi ecosistemi fluviali. Sfruttando le caratteristiche di specie bandiera e di predatore di vertice della lontra (vedi Introduzione) si potrebbe dunque convogliare una maggiore attenzione alla gestione e conservazione della vegetazione perifluviale, ad esempio, una risorsa chiave a sua volta anche per la preservazione degli ecosistemi lotici (vedi paragrafo precedente).

La creazione attorno ai corsi d’acqua di un *buffer* di rispetto che impedisca il taglio/incendio della vegetazione o la sua trasformazione in terreni coltivati, nonché l’applicazione di norme più rigorose e un maggiore controllo sul territorio, dovrebbero essere priorità nelle politiche di gestione attuali. I cespuglieti riparali, i roveti o gli incolti (strutture che ospitano nella grande maggioranza dei casi le lontre in riposo in diversi ambienti mediterranei – Beja 1996b;

Quaglietta 2006 Tesi di Laurea; presente ricerca), infatti, vengono spesso bruciati o tagliati in diversi contesti mediterranei (Beja 1996b; Gasith & Resh 1999; presente ricerca; oss. pers. in varie zone dell'Italia meridionale) per facilitare la pulizia o l'accesso ai fiumi.

Ulteriori elementi a favore dell'adozione del suddetto *buffer* potrebbero essere forniti anche dalla percentuale minima di movimenti extraripariali registrata durante il monitoraggio delle lontre o da spostamenti più volte documentati lungo alvei di torrenti completamente secchi ma protetti da galleria ripariale (presente ricerca e oss. pers. di due lontre radio-monitorate in Italia meridionale), e dunque dall'esigenza di preservare la vegetazione ripariale anche in funzione degli spostamenti delle lontre.

Anche molti altri animali beneficerebbero di una tale opera di tutela, in quanto questo tipo vegetazionale è stato indicato come importante corridoio ecologico (Noss 1990; Ndubisi et al. 1995) e fornisce copertura, protezione e rifugio ad un elevato numero di specie animali anche non strettamente acquatici (e.g. Rondinini & Boitani 2002; Rondinini et al. 2006; Matos et al. 2009), senza considerare poi la necessità di proteggere le numerose specie strettamente legate all'*habitat* acquatico tra cui, ad esempio, gli anfibi (Burbrink et al. 1998; Semlitsch & Bodie 2003), i quali possono costituire tra l'altro gran parte della dieta della lontra (Sidorovich & Pikulik 1997; Taastrøm & Jacobsen, 1999; Jêdrzejewska et al. 2001; Quaglietta et al. 2009a).

Infine, come detto, un'abbondante vegetazione sulle sponde è considerata fondamentale per la sussistenza di una comunità ittica strutturata (es. Dale Jones III et al. 1999; Filipe et al. 2002; Naiman & Latterell 2005).

Nella maggior parte dei paesi esteri esiste già una fascia di protezione, ma è intorno ai 30 metri (e.g. Lee & Samuel 1976; Phillips 1989; Hartman & Scrivener 1990; Davies & Nelson 1994; Brososke et al. 1997) e tale cifra è evidentemente insufficiente per preservare adeguatamente il ruolo critico nel mantenimento della biodiversità riconosciuto alla vegetazione ripariale stessa (Tabacchi et al. 1990; Naiman et al. 1993) ed alle aree di *habitat* terrestre circostante le zone umide (Semlitsch & Bodie 2003), sebbene sarebbe già un notevole risultato il conseguimento del suo rispetto.

A peggiorare il quadro contribuisce una stima operata in diversi studi, secondo la quale più dell'80% della vegetazione ripariale è attualmente scomparsa in Europa e Nord America (Wenger et al. 1990; Naiman et al. 1993).

Riguardo gli anfibi ed i rettili, Semlitsch e Bodie (2003) indicano, per gli Stati Uniti, che questi animali strettamente legati agli ambienti ripariali necessitano di una fascia di protezione di circa 300 metri. In Portogallo ed in Italia scarseggiano studi sull'uso dell'*habitat* terrestre antistante le zone umide da parte di anfibi, granchi e rettili, e per identificare la misura del *buffer* da adottare

sarebbe pertanto necessaria l'acquisizione di una serie di conoscenze sull'ecologia e comportamento delle suddette specie acquatiche.

5.6.5 Altre variabili ambientali

5.6.5a Risorse trofiche

L'utilizzo dello spazio da parte delle lontra monitorate è risultato influenzato anche dalla distanza dai più vicini siti a maggiore biomassa del gambero rosso della Louisiana, e, probabilmente, della fauna ittica (vd Metodi).

L'importanza di questa preda per l'ecologia trofica della lontra negli ecosistemi mediterranei è ampiamente documentata (e.g. Magalhães et al. 2002; Clavero et al. 2004, 2006; Pedroso & Santos-Reis, 2006; Blanco-Garrido et al. 2008; Quaglietta et al. 2009a; Román 2010) ed in un altro già citato studio portoghese, l'abbondanza del gambero era risultata “una delle più importanti variabili associate con il comportamento di marcatura della lontra negli invasi artificiali” (Basto et al. 2011).

La lontra eurasiatica è stata più volte indicata essere una specie *food limited* (Kruuk et al. 1987, 1991, 1993; Kruuk 1995, 2006; Ruiz-Olmo et al. 2001a, 2002, 2007) ed anche negli altri due studi in cui è stata indagata, la relazione tra l'intensità di utilizzo dello spazio da parte della lontra e la disponibilità di risorse trofiche è risultata significativa (Kruuk et al. 1993; Ruiz-Olmo et al. 2007). Il risultato inerente la significatività della variabile distanza dal sito a maggiore biomassa di gambero fornito nella presente ricerca prova che l'uso dello spazio da parte della lontra all'interno della propria area vitale è effettivamente condizionato dalla disponibilità alimentare, andandosi a sommare alle indicazioni seppur limitate (vedi Introduzione) simili provenienti dai due studi sopracitati.

Maggiori dettagli potranno essere raggiunti tramite analisi più approfondite sui dati ad una scala temporale e spaziale più fine raccolti durante il progetto.

Ai fini di una maggiore comprensione del comportamento di foraggiamento della lontra a livello della sua *area of occupancy* si suggerisce di realizzare ulteriori studi in merito, in differenti aree geografiche e con maggiore sforzo di campo rispetto a quanto fatto negli studi passati. Le dinamiche che intercorrono tra la variabilità nella disponibilità delle specie preda intesa sensu lato (Morrison 2002; Kruuk 2006), nel corso delle stagioni e in differenti *habitat*, sono infatti serie candidate a giocare un ruolo chiave nelle dinamiche di uso dello spazio di questo predatore di vertice degli ecosistemi d'acqua dolce eurasiatici. L'influenza della disponibilità alimentare

sull'utilizzo dello spazio è infatti ben documentata in altre specie di carnivori (e.g. Litvaitis et al. 1986; Macdonald 1983; Kruuk & Macdonald 1985; Eide et al. 2004; Benson et al. 2006).

5.6.5b Disturbo antropico

Come già documentato da Beja (1996a) nei quattro individui di sesso femminile della popolazione costiera del Portogallo da lui studiata e da Durbin (1998) per cinque animali in Scozia, anche nella presente ricerca alcune lontre avevano alcuni rifugi vicino a sorgenti di disturbo e nelle occasioni in cui si sarebbe potuto registrare uno spostamento degli animali durante il passaggio di persone e/o mezzi meccanici accanto ai RS in cui erano in riposo ciò non è mai avvenuto (oss. pers.). Gli animali marcati, inoltre, attraversavano di sovente aree urbane isolate e piccoli centri abitati (sebbene sempre lungo i torrenti, anche quando questi erano secchi, apparentemente per la protezione che la galleria ripariale è in grado di offrirgli e/o per la memoria spaziale inerente le aste fluviali acquisita durante i periodi di disponibilità d'acqua e poi mantenuta anche durante la secca), oltre a percorrere regolarmente tratti sottostanti ponti autostradali e di strade a scorrimento veloce.

Sembrano, pertanto, emergere evidenze di una scarsa influenza del disturbo antropico sul comportamento di riposo e di utilizzo dello spazio da parte della lontra in quest'area.

Tuttavia, la distanza dalla più vicina strada asfaltata è risultata positivamente associata ad una maggiore probabilità di visita della lontra, indicando, pertanto, che tale tipologia di strade a scorrimento veloce può in realtà esercitare un effetto sul comportamento della lontra.

Se, infatti, tali infrastrutture possano apparire lievemente influenti a piccola scala, grazie alla stretta e costante relazione delle lontre con l'acqua (Melquist & Hornocker 1983; Beja 1992; Kruuk 1995) ed alla possibilità che esse hanno (a differenza della maggior parte degli altri mammiferi) di utilizzare il mezzo acquatico per dislocarsi (passando sotto i ponti stradali, come documentato anche in quest'area - Ascensão & Mira 2006; Grilo et al. 2008; presente ricerca), il loro effetto risulta spesso presente quando si analizzano le relazioni tra comportamento della lontra e variabili ambientali a scale maggiori (e.g. Barbosa et al. 2001, 2003, 2010). Ciò non sorprende considerando che il rischio di investimento stradale è una delle cause di mortalità più diffuse fra quelle note in letteratura (es. Simpson 1997; Philcox et al. 1999; Hauer et al. 2002; Chanin 2003, 2006; Heggberget 2005; Santos-Reis et al. 2008; Kruuk 2006; Simpson 2006; Koelewijn et al. 2010; Quaglietta et al. 2010).

Come detto (vedi par. 5.2.2), ulteriori studi in merito sono auspicabili, al fine di valutare più approfonditamente il reale rischio legato alla mortalità stradale per la popolazione di lontre

dell'area di studio. Popolazione che per altro non ricade quasi interamente all'interno di alcuna area protetta.

5.6.5c Territorialità

Tra le variabili risultate significativamente associate alla probabilità di visita di un settore di reticolo idrografico da parte della lontra vi è, infine, la distanza dai margini dell'*home-range* (ad una maggiore distanza corrisponde una minore probabilità di visita).

Si ritiene che la mancanza di un'unica area centrale d'attività e l'elevata connettività del reticolo idrografico dell'area di studio abbiano fatto sì che vi fosse sempre un certo numero di radio-localizzazioni di lontra nei pressi dei margini degli *home-range* individuali, risultando, pertanto, in un artificioso aumento statistico della forza dell'associazione tra questi ultimi due.

Pur non dandogli eccessivo peso biologico, i risultati ottenuti mostrano tuttavia che tutti gli animali monitorati venivano localizzati con una certa frequenza anche nelle aree periferiche dei loro *home-range*.

Ciò è probabilmente dovuto alle abitudini territoriali di questa specie, considerata solitaria e territoriale (Erlinge 1968; Mason & Macdonald 1986, Macdonald & Mason 1990; Kruuk 1995, 2006), spiegando in particolar modo le abitudini dei maschi, noti per essere spesso occupati in operazioni di *patrolling* (Kruuk 1995, 2006; Revilla & Palomares 2002 in altri mustelidi).

Studi condotti sul comportamento di marcatura, infatti, hanno documentato in varie specie di carnivori territoriali (lontra eurasiatica inclusa - Erlinge 1968) che i tassi di marcatura o il numero di segnali olfattivi aumentava proprio ai margini dei territori, probabilmente per difenderli o per segnalare l'uso di risorse chiave (revisione in Macdonald 1980a; Kruuk 1995, 2006).

A ulteriore supporto si citano le evidenze sul comportamento di marcatura riscontrate nel corso del presente progetto di ricerca, in cui sono stati documentati un maggior numero di indizi di presenza proprio ai margini degli *home-range* delle lontre monitorate (Bandini 2010 Tesi di Laurea). A tal proposito, i dati raccolti nel corso della presente ricerca sono in generale i primi ad associare il comportamento di marcatura di individui selvatici di lontra radio-monitorati alla loro intensità d'uso dello spazio all'interno dei loro *home-range* stabili (Quaglietta et al. 2009b; Bandini 2010 Tesi di Laurea; Zina 2011 Tesi di Laurea), dimostrando un forte nesso tra i due comportamenti e contribuendo, pertanto, al dibattito sull'affidabilità degli *spraint survey* come metodi per inferire l'uso dell'*habitat* (Jenkins & Burrows 1980; Jefferies 1986; Kruuk et al. 1986; Kruuk & Conroy 1987; Mason & Macdonald 1986, 1987; Gallant et al. 2007; Guter et al. 2008; Calzada et al. 2009; Guter et al. 2009).

Tali risultati possono essere visti come ulteriori evidenze a favore dell'ipotesi di un'elevata competizione intraspecifica, che aumenterebbe la necessità di visitare e marcare le aree limite del proprio home-range per poterlo difendere da potenziali invasori.

La significatività della variabile “distanza dai margini dell'*home-range*” sottolinea, inoltre, l'esigenza di prendere in considerazione anche aspetti legati alla socialità della specie in questione quando si realizzano modelli predittivi sull'uso dello spazio.

5.6.5d Osservazioni tecniche

Nonostante l'affidabilità del potere predittivo dei modelli presentati non sia ancora stata convalidata, ad esempio tramite l'applicazione degli stessi a sottocampioni del *dataset* (si ricorda, tuttavia, che sebbene manchi questo passaggio i modelli sono stati comunque validati attraverso i grafici di controllo dei presupposti basici della modellistica, ritenuti idonei e raccomandati da Zuur et al. 2007, 2009) e tale validazione dei modelli ecologici sia ritenuta, giustamente, fondamentale (e.g. Beck & Suring 2009; Shifley et al. 2009), si sottolinea come essi siano un primo, importante, passo verso la comprensione del comportamento di uso e selezione dell'*habitat* da parte della lontra a livello di popolazione. Comprensione che, con analisi future che testino l'estrapolabilità dei modelli (con sottocampioni degli stessi dati o, ancor meglio, con dati provenienti da aree diverse) e li riformulino tenendo in conto un maggior numero di variabili (nonché modelli e/o tecniche alternative, come i modelli bayesiani o modelli meccanicistici – vedi Introduzione), migliorerà decisamente insieme all'inferenza statistica ed al potere predittivo ottenuti, divenendo più “*spatially explicit*” e colmando finalmente un importante gap nella biologia della conservazione di questa specie (Moorcroft & Lewis 2006).

L'utilizzo dei modelli misti si ritiene abbia apportato degli importanti vantaggi, innalzando il livello di credibilità dei risultati forniti. Questo tipo di modelli, infatti, sono notevolmente flessibili e permettono di controllare la variabilità individuale presente nelle popolazioni animali tramite l'utilizzo dell'individuo come variabile casuale (e.g. Borger et al. 2006; Gillies et al. 2006; Bolker et al. 2009; Duchesne et al. 2010; Fieberg et al. 2010; presente ricerca). Ciò consente di giungere ad un'inferenza a livello di popolazione e non limitata da quelle idiosincrasie individuali (Beja 1996b) che hanno invece riguardato la maggior parte degli studi simili precedentemente svolti sulla specie (Kruuk et al. 1993; Beja 1996b; Durbin 1996a, 1998; Ruiz-Olmo et al. 2007).

Il confronto tra i risultati dei modelli di regressione logistica e quelli ottenuti in base al metodo di Neu et al. (1974), si è poi rivelato piuttosto utile ai fini di una migliore comprensione del comportamento di selezione dell'*habitat* da parte della popolazione di lontre studiata, evidenziando ulteriormente i rischi di “soggettività” e precarietà degli studi di *habitat selection* basati sull’uso/disponibilità (Garshelis 2000).

Secondo il metodo classico di uso/disponibilità usato nel secondo caso, infatti, i risultati verrebbero fortemente condizionati dal modo in cui viene calcolata la disponibilità (vd par. 4.6.4), mentre i risultati ottenuti in base al modello misto di regressione logistica sembrano più affidabili. Infatti, le problematiche legate ai criteri con i quali un *habitat* viene comunemente considerato disponibile o meno (e.g. Garshelis 2000; Manly et al. 2002; Aarts et al. 2008 e altri studi citati nell’Introduzione) vengono in questo caso superate grazie alla stretta relazione tra la lontra e l’ambiente acquatico, che consente di determinare con buona approssimazione e margini di sicurezza ed in maniera semplice lo spazio realmente disponibile, “accessibile” (Matthiopoulos 2003; Aarts et al. 2008) agli animali monitorati.

Anche il mantenimento, nel campionamento delle lontre monitorate, di una frequenza omogenea (ritenuta essenziale in studi di *radio tracking* - es. De Solla et al. 1999), è stato importante ai fini di una corretta analisi del comportamento di selezione dell'*habitat*, soprattutto in virtù della doppia analisi svolta sul totale di *fix* e sul sottocampione costituito soltanto da quelli in attività. In alcuni studi di *radio tracking* di questa specie, infatti, i risultati forniti sono stati ottenuti basandoli sul solo campione di *fix* diurni (Melquist & Hornocker 1983; Ó Néill et al. 2009), con conseguenti dubbi sull’indipendenza spazio-temporale delle localizzazioni (Swihart & Slade 1985a; Worton 1987; White & Garrot 1990; Harris et al. 1990) ed in generale sulla inferenza circa il comportamento naturale della specie (mancando ogni dato riguardante la fase notturna). Gli stessi dati forniti nella presente ricerca dimostrano, infatti, come quest’ultima possa essere piuttosto flessibile in termini di utilizzazione dello spazio quando si tratta di utilizzare due risorse con distribuzione spaziale prevalentemente diversa. Se, infatti, si fossero condotte analisi sulla selezione dell'*habitat* su localizzazioni raccolte soltanto durante il giorno, quando le lontre erano nella maggior parte delle occasioni in riposo all’interno dei loro rifugi diurni, i risultati ottenuti sarebbero stati molto probabilmente diversi da quelli forniti in questo studio (attesa una forte e quasi esclusiva selezione dei torrenti a scapito degli invasi artificiali), portando a conclusioni probabilmente meno affidabili.

La comparazione tra il GM e l'AM non ha apportato, in parte, i risultati attesi. Si pensava, cioè, che svolgendo le analisi soltanto sulle radio-localizzazioni in attività i risultati ottenuti sarebbero stati alquanto diversi da quelli riguardanti l'intero campione di *fix*. In particolare, ci si attendeva una conferma al fenomeno poi documentato nelle successive analisi, ovvero quello della selezione dei torrenti per quanto riguarda il comportamento di riposo e delle dighe per quanto concerne l'attività.

Probabilmente ciò non è avvenuto in quanto nel campione totale sono contenuti anche tutti i *fix* in attività, i quali sembrano essere maggiormente contenuti nelle dighe e pertanto hanno finito per diluire l'importanza dei torrenti per quanto riguarda il modello generale (GM). Si pretende, pertanto, continuare le analisi intraprese, ad esempio testando lo stesso congiunto di variabili su un modello stavolta costruito soltanto a partire da localizzazioni in riposo, da comparare poi con quello già costruito delle localizzazioni in attività. In alternativa, si costruiranno un modello soltanto con i *fix* diurni ed uno soltanto con quelli notturni.

5.7 Performance del dispositivo GPS GSM-GPRS

L'ampia applicabilità ed i vantaggi delle tecnologie GPS nella telemetria della fauna selvatica sono sempre più citate in letteratura (Tomkiewicz et al. 2010; Cagnacci et al. 2010). Tuttavia, la maggior parte dei test di funzionamento dei GPS hanno esaminato dispositivi prodotti industrialmente nonché progettati per i grandi mammiferi (Zucco & Mourão 2009). Inoltre, il funzionamento dei GPS non era mai stato testato in precedenza su animali che si immergono né in *habitat* ripariali e solo pochi studi hanno valutato i potenziali effetti delle variabili climatiche (vedi Introduzione). Nel presente lavoro è stato presentato un sistema GPS GSM-GPRS dal costo accessibile (simile ad un altro sistema GPS a basso costo utilizzato di recente su cervi - Zucco & Mourão 2009) e son state fornite informazioni sulle sue prestazioni in zone ripariali così come in altri tipi di *habitat*, nonché dati preliminari sulle prime lontre selvatiche fornite sinora di un sistema GPS.

5.7.1 Test statici

Le percentuali di successo GSM e GPS del sistema GPS GSM-GPRS presentato sono ben all'interno della gamma riportata da altri autori che hanno utilizzato collari GPS commerciali (ad esempio, vedi recensioni in Rodgers 2000; Gau et al. 2004; D'Eon & Serrouya 2005).

La maggiore quantità di tempo allocato per la registrazione delle localizzazioni fornita con l'aggiornamento alla seconda versione del *software* è stata molto efficace, portando ad una GPS

LE media di 8,9 m. Questo risultato è in accordo con studi precedenti che hanno individuato una relazione positiva tra la durata di registrazione e la prestazione del GPS (es. Hansen & Riggs 2008). È importante sottolineare che l'accuratezza del GPS è stata alta anche quando calcolata soltanto nell'*habitat* ripariale. Tali valori di errore sono inferiori alla media della maggior parte di quelli riportati negli studi di GPS *tracking* della fauna selvatica, che è di circa 10 - 30 m (e.g. Hulbert & French 2001; Di Orio et al. 2003; Cargnelutti et al. 2007; Sager-Fradkin et al. 2007; Lewis et al. 2007; D'Eon & Delparte 2005; Frair et al. 2010). La frequenza notevole di localizzazioni 3D sembra confermare l'elevata affidabilità e l'accuratezza del dispositivo GPS, in quanto essi normalmente sono legati a una maggiore accuratezza (Di Orio et al. 2003; Cargnelutti et al. 2007; Moen et al. 1996; Rempel & Rodgers 1997). Inoltre, un esame visivo dei *fix* raccolti in *habitat* ripariale, sia da test in campo sia dai dati provenienti dalle lontre marcate con GPS, ha rivelato che questi erano sempre situati all'interno della stretta (~10 m) fascia di vegetazione ripariale dei fiumi campionati, avvalorando l'ipotesi di un'elevata accuratezza del dispositivo.

A differenza di altri studi, dove la densità di copertura vegetazionale è stata riportata come fattore significativamente riduttivo del tasso di successo dei tentativi di acquisizione dei *fix* (e.g. Frair et al. 2004; Heard et al. 2008), nel presente lavoro non si è riuscito ad individuare alcuna influenza significativa di questa variabile (e nel Modello di acquisizione generale, le categorie a copertura vegetazionale più densa hanno perfino esercitato un effetto positivo sul GPS SR).

Diversi autori hanno riportato che le caratteristiche dell'*habitat* può ridurre significativamente l'acquisizione delle localizzazioni (e.g. Moen et al. 1996; Rempel et al. 1995; Di Orio et al. 2003). Nel presente studio, terreni aperti ed *habitat* ripariali sono risultati associati con localizzazioni più accurate che quelle rilevate nelle aree urbane (sebbene il valore di probabilità relativo al rapporto con *habitat* ripariali sia soltanto quasi significativo), un risultato inatteso e rassicurante per un GPS che deve essere utilizzato su animali ripariali. Una possibile spiegazione è che le aree urbane possano essere più suscettibili a diversi tipi di interferenze, e queste possono aver giocato un ruolo nel processo di registrazione dei *fix*, riducendo così l'accuratezza. D'altra parte, le aree urbane hanno mostrato tassi di acquisizione più elevati rispetto agli altri due tipi di *habitat*, forse perché, nel primo *habitat*, i GPS sono rimasti in condizioni più pianeggianti e stabili, il che potrebbe avere avuto un'influenza positiva sull'acquisizione dei satelliti.

I valori elevati della radiazione solare, che sono stati associati a un maggior GPS SR, sono legati di solito a cielo sereno, che, a sua volta, consente una migliore visibilità dei satelliti. A questo proposito, una relazione positiva tra visibilità del cielo e funzionamento del GPS è stata già

documentata (Sager-Fradkin et al. 2007; Hansen & Riggs 2008). Ad ogni modo, il valore del coefficiente stimato di questa variabile suggerisce cautela nell'interpretazione del suo effetto.

Per quanto riguarda i Modelli Ripariali, GPS SR e LE sono stati largamente condizionati dall'immersione dello zainetto in acqua (indipendentemente dalla profondità) e, secondariamente, dalla posizione del dispositivo all'interno del letto del fiume. L'effetto negativo dell'immersione, sia sulla probabilità di localizzazione che sull'accuratezza dell'ubicazione, non è sorprendente. Finora, e in base a quanto si conosce, nessuno studio precedente aveva testato i dispositivi GPS in condizioni di immersione in acqua dolce, quindi non sono disponibili confronti. Tuttavia, poiché le lontre non sono completamente immerse per la maggior parte del tempo (si immergono soprattutto durante le attività predatorie - Kruuk 2006; oss. pers.), l'errore a causa dell'immersione potrebbe non essere un limite così forte come spesso è stato notato nel tracciamento con GPS di mammiferi marini (Sisak 1998; Jay & Garner 2002). Questa ipotesi è ulteriormente supportata dall'alta percentuale di localizzazioni ottenute quando il GPS è stato montato su lontre selvatiche in natura (vedi paragrafo successivo).

La spiegazione per quanto riguarda la posizione all'interno del letto del fiume potrebbe rafforzare la richiesta di cautela concernente i potenziali effetti negativi di coperture arboree e arbustive molto dense. In effetti, quando i GPS sono stati collocati sulla riva del fiume, erano tra le radici, o sotto fitti arbusti e rocce, simulando *habitat* solitamente utilizzati durante il riposo dalle lontre (Kruuk 2006). Di conseguenza, questi elementi potrebbero aver costituito una barriera più robusta rispetto alla capacità di ricezione dei satelliti che non la più alta vegetazione ripariale arborea, per la quale non è stato riscontrato un effetto negativo nel Modello sull'accuratezza generale (ma anzi come detto in precedenza ha anche esercitato un effetto positivo nel Modello di acquisizione generale).

L'inclinazione del GPS, in qualunque angolo, ha provocato un più basso GPS SR, in conformità con quanto è stato riportato da D'Eon e Delparte (2005) ed identificato in altri studi (vedi revisione in Frair et al. 2010). Ciò può portare alla perdita di localizzazioni, in quanto l'inclinazione del GPS può verificarsi frequentemente durante le normali attività di un animale (Moen et al. 1996). Tuttavia, vale la pena notare che la GPS LE non è stata influenzata da questa variabile e che il GPS SR di lontre selvatiche è stato perfino superiore di quello ottenuto nei test statici sul campo (vedi Risultati e il paragrafo successivo), contrariamente a quanto è avvenuto in altri studi (e.g. Graves & Waller 2006; Schwartz et al. 2009).

Anche la radiazione solare, in questo caso, sembra aver avuto un effetto positivo sulla raccolta del segnale, confermando, presumibilmente, l'importanza del bel tempo.

Così, gli ostacoli nel monitoraggio delle lontre o di altri mammiferi acquatici attraverso il dispositivo GPS presentato, sembrano principalmente correlati con la quantità di tempo che gli animali trascorrono sott'acqua e, secondariamente, con la frequenza con cui essi sono vicini alla riva del fiume (invece che al centro del letto) o rintanati nelle tane/rifugi diurni.

Le variabili casuali hanno rappresentato una certa variabilità nei set di dati, in ogni modello, suggerendo che la variabilità associata ad un giorno particolare (e, secondariamente, al sito) in cui sono state fatte le prove possono aver avuto un ruolo nel determinare i *pattern* di GPS SR e LE e che vi è stata una certa (seppur lieve) variabilità nel funzionamento dei GPS individuali. Ignorare le correlazioni spaziali e temporali può, dunque, portare a risultati parziali. Si suggerisce, quindi, che i ricercatori tengano in considerazione questi fattori quando si valutano test statici sui GPS, come soltanto raramente viene fatto (Con poche eccezioni – vedi, ad esempio, Dennis et al. 2010, in cui è stata indagata e riscontrata una leggera autocorrelazione temporal negli errori delle localizzazioni), seguendo l'esempio positivo di quanto è stato spesso fatto in studi di selezione dell'*habitat* (vedi revisione in Fieberg et al. 2010) e poco in studi riguardanti sistemi GPS.

5.7.2 Dati preliminari sulle lontre dotate di sistema GPS

Gli zainetti GPS applicate alle lontre selvatiche hanno funzionato piuttosto bene. Nel complesso il GPS SR è stato infatti addirittura superiore a quello ottenuto nei test sul campo. E' stata, inoltre, rilevata una frequenza molto elevata di *fix* 3D (84,4%). Questi risultati sono sorprendenti, dato che i GPS SR su animali in natura sono tradizionalmente inferiori rispetto a quelli ottenuti durante le prove statiche (recensioni in Cargnelutti et al. 2007; Schwartz et al. 2009; Frair et al. 2010) e che le lontre hanno utilizzato gli stessi *habitat* utilizzati da noi per le prove statiche.

Altri autori, che in precedenza avevano utilizzato zainetti su lontre, avevano espresso alcune preoccupazioni a causa dei potenziali effetti deleteri sugli animali, sia relativi alla frizione del materiale dell'imbracatura che al rischio che lo zainetto si impigliasse sotto acqua (Mitchell-Jones et al. 1984; Ó Néill et al. 2008). Nel corso del presente studio non è stata notata alcuna ferita relativa agli zainetti per nessuna delle lontre monitorate. Al contrario, è stato documentato

l'allattamento in una femmina subito dopo il periodo di monitoraggio con lo zainetto. Inoltre, la pelliccia di questa femmina ricatturata non ha rivelato segni di abrasioni a causa dello zainetto. Al momento, l'applicabilità del sistema di telemetria GPS presentato può essere limitata principalmente dal peso e dalle dimensioni dello zainetto e dai tempi di ritenzione. Infatti, anche se l'attrezzatura è risultata più leggera rispetto ai dispositivi più utilizzati in precedenza (vedi Zucco & Mourão 2009), pesando meno del 5% della massa del corpo delle lontre marcate come generalmente raccomandato (es. Aldridge & Brigham 1988), gli zainetti non sono ancora adatti per cuccioli, giovani lontre o altri animali di peso inferiore ai 4 kg. L'applicazione del dispositivo GPS GSM-GPRS su piccoli animali rimane tuttavia possibile, sia pure con modifiche (ad esempio, attraverso collari). I tempi di ritenzione qui riportati sono stati molto inferiori a quelli ottenuti negli studi precedenti di lontre dotate di zainetti (e.g. Mitchell-Jones et al. 1984; Ó Néill et al. 2008), in cui i tempi di ritenzione erano in media di 30-40 giorni e si sono protratti sino a 98. Una così grande differenza può essere spiegata, in parte, dalle diverse dimensioni degli zainetti (l'imbracatura GPS usata nel corso della presente ricerca era più grande e questo potrebbe aver prodotto più attrito e conseguente usura), ed in parte dalla preoccupazione, a posteriori probabilmente esagerata, nell'allacciare gli zainetti in maniera troppo stretta. Tuttavia, uno studio in corso in Irlanda sta mostrando che è possibile ottenere durate più lunghe, utilizzando gli stessi zainetti GPS e sempre su *Lutra lutra*, visto che lontre monitorate con zainetti GPS molto simili ai nostri hanno già fornito dati fino a 40 giorni (L. Ó Néill e A. de Jongh com. pers.).

5.7.3 Implicazioni gestionali

I risultati di questo studio indicano che il metodo di telemetria GPS a basso costo assemblato dalla *Dutch Otterstation Foundation* e sperimentato nel corso della presente ricerca è affidabile anche in ambienti ripariali e per animali in immersione. Mostrando un errore medio piuttosto basso, lo strumento sembra essere adatto per una vasta gamma di studi (Hulbert & French 2001; Frair et al. 2004, 2010), soprattutto in ricerche a breve termine, come per l'uso delle risorse a scale spazio-temporali molto fini, *home-range* mensili, *pattern* di attività ed interazioni sociali, tra l'altro. Con un rapporto molto conveniente tra qualità e prezzo, esso rappresenta una valida e conveniente alternativa ai dispositivi commerciali GPS per la ricerca sulle lontre e, generalmente parlando, su mammiferi terrestri e semi-acquatici di medie e grandi dimensioni.

Inoltre, i *bias* nei GPS (che interessano sia l'accuratezza che la percentuale di localizzazioni rilevate con successo) sembrano essere influenzati da fattori troppo numerosi per poter essere identificati con facilità (vedi anche Frair et al. 2010). Ciò evidenzia la necessità di intraprendere più studi pilota sito-specifici (Withey et al. 2000), al fine di valutare e individuare i principali fattori che influenzano le prestazioni dei GPS nelle diverse aree di studio, tipi di *habitat* e specie animali, per poter poi correggere gli errori dei GPS e le posizioni mancanti in successivi studi di selezione dell'*habitat* (Frair et al. 2010).

6 CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

L'importanza dei predatori di vertice delle catene trofiche è ben riassunta in un recente articolo di Estes et al. (2011). Accrescere, dunque, il livello di conoscenza riguardante le esigenze ecologiche di questa categoria di predatori appare dunque oggi prioritario, visti gli effetti che la loro scomparsa può provocare su interi ecosistemi (Estes et al. 2011) nonché sulla socio-economia umana (Baum & Worm 2009).

Dati pluriennali su più individui appartenenti ad una stessa popolazione sono rari, ma rappresentano una fondamentale fonte di informazioni riguardanti parametri biologici altrimenti difficili da reperire e riunire in un quadro d'insieme (Clutton-Brock & Sheldon 2010).

In questo studio, l'approccio misto, di *radio tracking* e tecniche molecolari, unito alla raccolta di un discreto numero di animali rinvenuti morti nell'area di studio, ha permesso di acquisire una serie di informazioni a livello individuale e per un discreto periodo di tempo (circa 3 anni e mezzo) riguardanti l'ecologia di una popolazione.

In particolare sono stati forniti dati circa diversi aspetti dell'ecologia e del comportamento della lontra eurasiatica precedentemente indisponibili a livello dell'intero areale o nel contesto mediterraneo.

Lo studio ha infatti presentato dati diretti (frequenza di radio-localizzazioni) sull'utilizzo degli ambienti lentic e lotici e analisi di selezione/preferenza dell'*habitat* inesistenti o scarsissimi a livello dell'intero areale, costituendo il riferimento con maggiori informazioni circa l'uso (e sua modalità) degli invasi artificiali da parte della specie ed in generale sull'utilizzo e la selezione/preferenza d'*habitat*.

Per la prima volta in questa specie è stata documentata la restrizione nel flusso genico già ad una scala spaziale molto ridotta. E' stata inoltre confermata l'ipotesi che il *dispersal* si verifichi principalmente o esclusivamente ad opera del sesso maschile. I dati sul comportamento di *dispersal*, ottenuti sia tramite *radio tracking* che, in un caso, tramite evidenze genetiche, rappresentano i primi dati del genere in un sistema mediterraneo e a livello dell'intero areale si vanno ad aggiungere al caso di un maschio monitorato tramite radio-isotopi in Scozia (Jenkins 1980) e a quelli riguardanti popolazioni reintrodotte (Koelewijn et al. 2010) o recentemente ricolonizzanti un'area precedentemente inoccupata (Janssens et al. 2008). Dati sul *dispersal*, sulla socialità e sul flusso genico sono essenziali per la gestione delle popolazioni e la creazione di riserve specie-specifiche oltre che per progetti di traslocazione o reintroduzione (Dallas et al. 2002; Blundell et al. 2002b; Mucci et al. 2010). A tal riguardo, bisognerebbe tener particolarmente in conto le evidenze documentate nel presente studio circa l'isolamento da

distanza e le corte distanze di dispersione, in quanto un'eccessiva distanza tra nuclei di esemplari reintrodotti o tra aree protette designate (o particolarmente importanti) per la specie potrebbe inficiare gli effetti di queste iniziative di conservazione o gestione (vedi anche Blundell et al. 2002b; Dallas et al. 2002).

Sono stati altresì forniti i primi dati sulle interazioni dinamiche trattati statisticamente e riguardanti dati ottenuti tramite *radio tracking* e non osservazioni dirette, nonché i primi dati sulle interazioni statiche in ambiente mediterraneo. Tali indagini hanno lasciato intravedere nuove ipotesi sulla socialità della specie, confutando l'immagine di una specie totalmente solitaria presente in letteratura ed indicando la necessità di intraprendere ulteriori studi anche in aree climatiche diverse.

Per ciò che concerne i dati raccolti sui *pattern* d'attività e di movimento, non si conoscono indagini antecedenti svolte su questa specie, con questo fine e riferite ad un campione discreto di animali radio-monitorati, né in ambiente mediterraneo né in altre aree. In particolare, lo studio riguardante i *pattern* di movimento, oltre a contribuire alla conoscenza dell'uso dello spazio della lontra in funzione della variabilità nella disponibilità della risorsa idrica, disponibilizza una serie di dati necessari, insieme a quelli sul *dispersal*, alla realizzazione di diversi tipi di modellistica ecologica affidabile e mirata alla pianificazione di adeguate ed efficaci misure di protezione e conservazione (Cabeza & Moilanen 2001; Brito 2004, 2005; Begon et al. 2006; Hernández et al. 2006).

Anche le stime sulla densità di lontre ed i dati su alcuni parametri demografici sono i primi ad essere disponibili riguardo una popolazione selvatica di lontre portoghese. Si sottolinea, per quanto riguarda le stime di densità di lontra, che esse sono le prime ad esser state ottenute tramite un approccio misto che ha visto l'utilizzo sia di dati di *radio tracking* che molecolari. Si ritiene che ciò abbia comportato un notevole vantaggio in termini di affidabilità delle stime finali rispetto alla maggior parte degli studi precedenti, le cui stime erano state ottenute soltanto tramite tecniche di genetica non invasiva (Hung et al. 2004; Kalz et al. 2006; Kruuk 2006; Prigioni et al. 2006; Arrendal 2007; Lanszki et al. 2008; Hájková et al. 2009) o conteggi visivi (Ruiz-Olmo et al. 2001b; García et al. 2009), metodologie entrambe esposte a numerose sorgenti d'errore (vd Taberlet et al. 1999; Kruuk 2006; Arrendal 2007; García et al. 2009; Hájková et al. 2009; par. 2.4 della presente tesi). Anche il metodo dello *snow-tracking* (Sulkava et al. 2007) non è esente da *bias* (Arrendal 2007; Hájková et al. 2009) ed è tra l'altro difficilmente applicabile in contesti mediterranei.

Infine è stato testato, per la prima volta su di una specie di lontra (ed in generale su di un organismo che effettua immersioni in acqua dolce) e in un ambiente ripariale, un sistema GPS

GSM-GPRS di basso costo che ha dato prova di buona affidabilità e rappresenta un utile strumento per lo studio di specie animali di medie e grandi dimensioni, anche acquatiche.

Particolarmente importante si ritiene sia stata la verifica degli effetti della stagionalità e della variabilità del regime idrico tipici degli ambienti mediterranei sull'estensione degli *home-range*, sui movimenti e sulle preferenze ambientali della lontra nonché dell'influenza della temperatura dell'aria sui suoi ritmi d'attività. Tali risultati aggiungono nuovi elementi alla comprensione dei possibili effetti dei cambiamenti climatici sulla specie, in quanto dimostrano come l'alterazione del clima provocata dal riscaldamento globale costituisca un serio fattore di minaccia anche per il comportamento e l'ecologia di *Lutra lutra*. In precedenza, infatti, l'unico studio a riguardo aveva indagato l'aspetto della distribuzione, prevedendo, tramite modelli di simulazione climatica, una drastica diminuzione di *habitat* idoneo nel prossimo futuro, anche e soprattutto in contesti mediterranei, tra i quali quello portoghese (Cianfrani et al. 2011).

Tali evidenze mostrano inoltre come i cambiamenti climatici costituiscano una minaccia concreta ed incombente già al momento e non soltanto nel futuro, almeno sulle popolazioni di lontra che vivono in aree mediterranee. Queste sono infatti caratterizzate da temperature medie già piuttosto elevate, oltre le quali è stata osservata una ridotta attività delle lontre, e da un'idrografia che già attualmente subisce delle gravi alterazioni durante la stagione estiva, con documentate ripercussioni sul comportamento spaziale della lontra.

Gli elementi raccolti nel corso della presente ricerca sottolineano dunque il forte rischio a cui sono soggette le popolazioni di lontra, specialmente quelle mediterranee, confermando la criticità della risorsa idrica per le popolazioni di questo mustelide.

Si sottolinea ancora una volta come l'integrazione dei dati provenienti dalle tecniche genetiche con quelli ottenuti tramite *radio tracking* (ed in minima parte osservazioni dirette) sia stata particolarmente utile ed efficace. Da un lato, infatti, i dati di campo hanno probabilmente limitato i *bias* abitualmente presenti negli studi condotti soltanto tramite tecniche molecolari e non applicati a contesti ecologici (vedi Studds & Marra 2005; Kokko & Lopez-Sepulcre 2006), dall'altro lato le tecniche genetiche hanno consentito di svolgere le analisi sulla struttura geografica della parentela e di testare l'ipotesi che il *dispersal* fosse *male-biased*, nonché di identificare un caso di *dispersal* e di sfatare casi di apparente paternità (vedi Gompper & Wayne 1996).

Evidenziare, dunque, i vantaggi di un approccio del genere, che faccia largo uso della radio-telemetria e non si avvalga soltanto delle tecniche genetiche sempre più utilizzate negli ultimi

anni, appare necessario anche alla luce del fatto che spesso riguardo il *radio tracking* vi sia un atteggiamento di criticità e parziale o totale chiusura da parte dell'opinione pubblica ed anche una parte degli addetti ai lavori (ricercatori). Ciò, aggiungendosi alle già presenti difficoltà ed onerosità (sia in termini economici che, soprattutto, di mano d'opera) insite nella tecnica, potrebbe limitarne la diffusione, e ciò andrebbe a scapito della ricerca sulle specie animali.

Nella presente ricerca, l'utilizzo delle tecniche radio-telemetriche ha consentito l'acquisizione di informazioni inerenti numerosi aspetti dell'ecologia e comportamento della lontra, nonché una dettagliata valutazione delle tecniche da campo ad essa associate. Come detto, infatti, il numero di lontre catturate e dotate di radio intraperitoneale e la lunga durata media del monitoraggio per individuo costituiscono i valori più alti rispetto agli studi precedenti di *radio tracking* su *Lutra lutra*, e ciò ha permesso di identificare un corretto protocollo di cattura (comprendente la sperimentazione di diversi sistemi di allarme per il trappolaggio), impianto chirurgico e radio-monitoraggio della specie, nonché di poter estendere con un certo margine di confidenza le inferenze derivanti dalle analisi intraprese a livello di popolazione.

I risultati ottenuti rivelano aspetti finora quasi totalmente sconosciuti sull'eco-etologia della specie, particolarmente in ambiente mediterraneo, inerenti il suo sistema sociale, la sua organizzazione spaziale, il comportamento di *dispersal*, i ritmi d'attività, i *pattern* di movimento e la selezione/preferenza d'*habitat*.

Tali dati costituiscono una sorgente di informazioni importanti per una corretta gestione e conservazione delle popolazioni di questa specie nel territorio nazionale e potenzialmente utili anche per altri contesti mediterranei.

Sebbene, infatti, le popolazioni portoghesi di lontra, compresa quella studiata, sembrano in salute (Trindade et al. 1998; presente lavoro) e pertanto poco preoccupanti a livello di conservazione (Cabral et al. 2005), la demografia dei Lutrini può variare drasticamente in pochi anni (Kruuk et al. 1987; Kruuk 2006: 180 riguardo *Lutra lutra* e studi ivi citati riguardo *Lontra canadensis* e *Enhydra lutris*) e la sua specializzazione per l'ambiente acquatico la espone a forti rischi (Groom 2006) dovuti alla sottrazione della risorsa idrica da parte dell'uomo, resi ancor più gravi dai cambiamenti climatici (Kruuk 2006; Cianfrani et al. 2011; tutti i risultati della presente ricerca).

In base a quanto emerso durante la presente ricerca, la buona disponibilità di risorse trofiche ed il buon grado di naturalità della vegetazione ripariale (documentati nell'area di studio) si ritiene determinino il successo delle popolazioni di lontra portoghesi, unitamente alla elevata disponibilità di ambienti lenticì, che forniscono *habitat* e prede durante tutto l'anno consentendo

di mitigare gli effetti del clima durante la stagione secca, quando gran parte degli *habitat* lotici secca.

Si ritengono, pertanto, prioritarie per la conservazione della lontra in ambienti mediterranei: una gestione più efficace della risorsa idrica, in particolare degli invasi artificiali e del minimo deflusso d'acqua, un'attenta pianificazione di azioni di conservazione della fauna ittica autoctona e la protezione della vegetazione ripariale.

Pur se intensamente e regolarmente utilizzate dalle lontre, le dighe determinano infatti una riduzione del regime idrico potenzialmente alquanto negativa per la specie, data l'elevata esigenza di quest'ultima riguardo la risorsa idrica osservata nel presente studio (vd anche Prenda et al. 2006; Santos et al. 2008; Ruiz-Olmo et al. 2011). Gli invasi artificiali hanno inoltre comprovati effetti negativi sugli equilibri delle popolazioni di molte specie ittiche (e.g. Holmquist et al. 1998; Collares-Pereira et al. 2000; Clavero et al. 2004; Filipe et al. 2004; Hladík et al. 2008) e di anfibi (Lind et al. 1996), e comportano una grave alterazione generale dell'ambiente (Poff & Allan 1995; McCartney et al. 1999; Collares-Pereira et al. 2000; World Commission on Dams 2000).

Sebbene discretamente abbondante, la fauna ittica è costituita in gran parte da specie alloctone o invasive, con le specie native sempre più ridotte in numeri e distribuzione (Collares-Pereira et al. 2000; Filipe et al. 2004; Ilhéu com. pers.); essa necessita pertanto di apposite azioni di conservazione, rese ancor più urgenti dagli effetti creati dagli sbarramenti sui movimenti migratori di molte specie (op. cit.).

La vegetazione ripariale è stata sinora protetta dal basso grado d'occupazione antropica del paesaggio, ma con l'aumento demografico della popolazione umana lo scenario potrebbe peggiorare e la sua protezione sarà pertanto fondamentale data la sua documentata importanza per la lontra in termini di protezione e disponibilità di rifugi.

Specialmente nei contesti ove vige una forte competizione tra uomo e lontra sarebbero poi auspicabili una maggiore opera di controllo del territorio e di educazione ambientale ed una collaborazione più attiva con gli *stakeholder*. Pur non avendo mai assunto dimensioni apparentemente preoccupanti, il fenomeno del bracconaggio è stato infatti rilevato in alcuni episodi nell'area di studio della presente ricerca (Quaglietta et al. 2010; par. 4.1.2 e 5.1.3) e non può pertanto essere trascurato.

Per il futuro si auspicano ulteriori studi sulla specie a livello individuale e ad una scala temporale e spaziale fine anche in aree dai diversi contesti biotici ed abiotici, in modo da permettere l'acquisizione di maggiori conoscenze sulla socialità, che come si è visto in questo studio risulta

ancora poco compresa, e sul *ranging behaviour* in relazione alla disponibilità (intesa come abbondanza, dispersione e loro variabilità nelle stagioni) delle risorse idrica e trofica.

Attraverso la realizzazione di studi di *radio tracking* a lungo termine, sarebbe, inoltre, possibile aumentare la quantità di dati riguardo il comportamento e le capacità di *dispersal*, come detto altamente necessari ai fini della realizzazione di numerosi modelli ecologici e dunque, attraverso essi, di una corretta pianificazione di azioni di conservazione delle specie animali.

Infine, l'elevato successo nelle catture e nelle operazioni di trappolaggio riscontrati, unitamente al successo nella genotipizzazione di campioni provenienti anche da pochi peli contenuti nelle trappole dopo la fuga delle lontre, dimostrano come non sia poi tanto impossibile realizzare studi che abbiano come obiettivo la cattura di un elevato numero di animali di questa specie, allo scopo di indagarne la demografia, la struttura genetica ed in generale numerosi aspetti dell'ecologia di una popolazione (Clutton-Brock & Sheldon 2010).

Soltanto continuando a studiare a fondo le popolazioni di questo predatore tramite studi a lungo termine ed in un contesto multidisciplinare (tramite collaborazioni con ricercatori esperti della fauna ittica, ad esempio) si potranno ridurre i rischi di una sua estinzione nel futuro, garantendo, così, la sopravvivenza di molte altre specie acquatiche (Estes et al. 2011) ed apportando anche benefici socio-economici alla popolazione umana (Baum & Worm 2009).

7 RINGRAZIAMENTI

Quelli nella terza pagina della tesi sono disegni in cui ho riprodotto la sequenza di immagini video da me riprese su una lontra selvatica mentre catturava e mangiava una carpa in un invaso artificiale nei pressi della città di Évora, in Portogallo, nell'estate del 2005.

Desidero iniziare i ringraziamenti proprio da qui, per ringraziare tutte le lontre che hanno ahiloro permesso questo studio, lasciandosi catturare e monitorare, nonché ringraziare le due persone che hanno reso possibile questo progetto, creando questo legame Napoli/Roma - Évora: Giovanni Manghi ed António Mira. Il primo, amico di lunga data nonché compagno di avventure e di passione per la natura ed i mustelidi in particolare, mi ha presentato il professor Mira ed ha sempre spinto affinché realizzassi il progetto in Portogallo. E' stato lui a convincermi quando ancora non vedevo le grandi potenzialità di questa occasione, poi rivelatasi, in effetti, unica. Giovanni è stato sempre molto disponibile ad aiutare me ed i miei studenti con i problemi inerenti la cartografia dell'area di studio ed il GIS in generale. Il professor António Mira ha creduto nelle mie capacità e motivazioni da subito, dandomi fiducia ed invitandomi a condurre in Portogallo il dottorato. Dopo due anni, quando questa possibilità si è presentata davvero (avevo cioè vinto il progetto di dottorato pur non essendo "preventivato"), ha ribadito interesse e disponibilità e mi ha accolto ed aiutato economicamente, permettendo la realizzazione del progetto e riconoscendomi sempre grande autonomia. Per questo lo ringrazierò sempre. Con lui ringrazio la Fundação Luis de Molina, che ha parzialmente finanziato il progetto, e tutta l'Università di Évora. Sono grato anche all'ICAAM, che ha sponsorizzato uno dei GPS testati.

Durante la fase iniziale di valutazione del progetto da realizzare, la professoressa Margarida Santos Reis e il dr. Jordi Ruiz-Olmo mi avevano offerto anch'essi la possibilità di realizzare il dottorato sulla lontra. Sono loro grato per la stima riposta nei miei confronti.

Il professor Boitani mi segue oramai da otto anni. Durante questo periodo non sono stato sempre in grado di mantenere un contatto regolare con lui, a causa della mia inesperienza nel gestire un progetto così ampio e del grande sforzo psico-fisico che esso ha comportato in me. Lo ringrazio per avermi consigliato di rimandare la data di consegna della presente tesi, ottenendo così un prodotto finale del quale poter essere maggiormente soddisfatto. Gli sarò poi sempre grato per essere stato disponibile (con un'eccezionale puntualità!) ogni qual volta io l'abbia cercato e per rappresentare, con il suo esempio ed il suo carisma, un assoluto punto di riferimento ed un costante stimolo.

Quelli passati in Portogallo sono stati anni ricchi di grandi soddisfazioni ed in cui ho fatto un'esperienza molto importante, gestendo un progetto che, seppur nato estemporaneamente (essendo stato vinto, come detto, inaspettatamente) e con grandi limiti finanziari, ha prodotto tanti risultati ed ha visto la partecipazione di molti studenti di diverse nazionalità. Ciò mi ha permesso di crescere notevolmente dal punto di vista umano e nella gestione di un gruppo di ricerca.

Tutte le difficoltà che ho inevitabilmente incontrato, dovute principalmente alla mia inesperienza e al budget limitato, sono state superate soltanto grazie alla fattiva ed allegra partecipazione di tutti gli studenti che ho avuto e che desidero ringraziare di cuore uno per uno. E non soltanto quelli che hanno concluso il loro percorso con un "prodotto" finale, che fosse una tesi di laurea o di master, ma anche quelli che hanno partecipato al progetto come volontari, spesso venendo anche dall'estero, a loro spese, soltanto per imparare e dare il proprio contributo, compito che hanno sempre svolto col massimo impegno.

Ilaria Campana è stata la prima a prender parte al progetto, quando ancora ero solo e cercavo disperatamente di dividermi tra pianificazione del disegno sperimentale, conoscenza dell'area di studio, ordine e sperimentazione dei materiali e inizio del trappolaggio con l'obiettivo di

catturare le prime lontre. Senza la sua dedizione, amicizia e spirito di sacrificio non sarei forse riuscito a far partire il progetto e per questo gliene sarò sempre grato. Grazie Ilaria!

Hugo Zina è stato il secondo che si è unito, prima come volontario e poi ha scelto di fare la tesi di master con me, sapendo unire al lavoro la sua spiccata simpatia, regalandoci momenti di allegria e cementando il gruppo. Forza à Zeca!

Joao Bernardo ha partecipato anch'egli al primo anno di progetto, per svolgere una tesi di master. Sebbene sia andato via prima del previsto per problemi personali, ha comunque dato il suo contributo d'esperienza.

Pedro Costa ha iniziato come volontario, quand'era ancora studente di biologia, ed ha poi scelto di continuare la propria esperienza all'interno del progetto per realizzare la sua tesi di master. Gli sono riconoscente per quello che ha dato inizialmente a me (come studente e come amico) ed al progetto.

I due volontari americani, Chris Symmes e Colleen Crotty ed il volontario inglese Henry Travers, hanno svolto appieno il loro compito, raggiungendo il proprio obiettivo personale, ovvero far esperienza di lavoro di campo, e dando un contributo importante al progetto. Henry specialmente ha aiutato molto con il suo spirito e praticità British, mostrando un notevole interesse nonché una capacità di resistenza al calore estivo eborense insospettabile per un inglese (ed anzi ben superiore a quella di molti dei ragazzi portoghesi!). Gli sono grato anche per l'aiuto, fornito in più occasioni, di revisione del mio pessimo inglese. Anche Chris si è contraddistinto per la sua originale simpatia e buona disposizione caratteriale.

Fabrizio Serrentino è stato il mio primo ed unico studente dell'Università di Napoli Federico II. Per questo (e non solo) la sua partecipazione al progetto mi ha particolarmente inorgogliato. Anche Fabrizio si è impegnato molto nel lavoro portando a termine con successo la sua tesi di laurea.

Nadia Ortelli ha evidenziato buone qualità nel lavoro di campo, per il quale ha una particolare predilezione, dimostrandosi capace ed affidabile, molto più di quanto lei stessa sembrava inizialmente credere. La sua volontà di voler chiudere il proprio percorso di studi con una buona tesi ha avuto sempre grande rispetto da parte mia. Forza Nadia!

Margherita Bandini è dotata di grande entusiasmo e creatività, caratteristiche che apprezzo molto e che sono sicuro potranno rappresentare delle importanti qualità anche in ambito professionale se incanalate nei binari giusti. Le sono grato anche per la disponibilità nel rivedere l'inglese, spesso in tempi molto brevi. Grazie Marghe!

Darcio Sousa ha svolto la sua tesi di master portando avanti lo studio di *radio tracking* dei barbi, progettato e gestito dalla professoressa Ilhéu e da me. Si è dimostrato volenteroso e sempre ben disposto, è cresciuto molto dall'inizio del suo percorso, conclusosi con una tesi che è attualmente in fase di preparazione per poter essere pubblicata.

Bruno Martins è stato il mio ultimo studente. Sempre disponibile e celere nell'eseguire il lavoro, si è sicuramente contraddistinto per la sua affidabilità. Grazie anche al suo importante contributo, l'argomento affrontato nella sua tesi è stato recentemente pubblicato su una prestigiosa rivista internazionale. Bravo Bruno.

Oltre ai succitati, hanno contagiato d'entusiasmo il progetto anche molti altri ragazzi portoghesi allora studenti di biologia, a cui sono profondamente grato: Ani Leitao, Vania Silva, Rafael Carvalho, Nuno Miguel Mezia Lopes, Ana Vanessa Santos, Zé Martins, André Amodeo, Nuno Oliveira (peccato abbia potuto partecipare pochissimo, ma ho particolarmente apprezzato il suo lavoro), Ines Lacerda, Eliana Machado, Luis "Navalha", Vera, Alexandra Carreiras. Desidero ringraziare calorosamente anche due volontari ucraini, Andryi & Gennady, nonché Laura Lerone, Carmo Silva, Nelson "Piquet-Mandela" Varela, Antonio Vareia, Sofia Ramalho. I primi tre hanno passato un periodo di mini-formazione con me, aiutandomi nelle operazioni di trappolaggio (e Laura ha anche partecipato alla serie di test dei GPS, essendo di prezioso aiuto).

L'aiuto di tutte queste persone è stato essenziale. Molti di loro hanno passato notti insonni, anche a temperature estremamente basse, in una macchina a controllare una radio per avvertirmi

in caso di scatto delle trappole. Senza di loro le numerose catture (e dunque tutto il progetto) non sarebbero state possibili. Spero di aver ricambiato, comunicandogli qualcosa di positivo.

Molte persone mi hanno semplicemente aiutato per amicizia. Tra queste desidero esprimere la mia gratitudine e tutto il mio affetto a: Saviana Pansino (alla quale sono davvero grato per la generosità dimostratami nonostante la delicatezza del periodo e della situazione), Sandra Alcobia, Paula Gonçalves, Lara Almeida, Mafalda Costa e la professoressa Celeste Silva. Sandra, Lara e Paula mi hanno donato affetto incondizionato, rallegrandomi durante i molti momenti difficili ed intensamente logoranti del progetto, soprattutto nei primi due anni, il periodo più intenso e difficile. Vi sono immensamente grato e vi porto sempre con me. Un grazie particolare a Lara, con la quale ho condiviso ed imparato tanto ed alla quale sono particolarmente legato.

Ringrazio la professoressa Maria Ilhéu, con la quale abbiamo portato avanti due tesi e soprattutto condiviso progetti, idee e lavoro di campo. Mi mancheranno molto le ore passate a campionare la fauna ittica con lei e gli altri componenti del suo gruppo (tra cui saluto affettuosamente Paola Matono), o a confrontarci nel suo ufficio. Oltre a Maria, sono grato in generale all'Unidade de Ecologia Aquatica dell'Università di Évora ed in particolare alla simpatica coppia costituita dalla professoressa Ana Manuel Costa e dal professor Joao Bernardo, ed alle fantastiche tecniche di laboratorio Maria José Barao e Fatima Mendes.

Ringrazio il professor Pedro Raposo (Università di Évora e di Lisbona), per aver mostrato a Darcio, me e Maria come si impianta una radiotrasmittente in un pesce e per avermi contattato per la realizzazione di un progetto sulla lampreda di fiume, ed i suoi collaboratori Carlos Alexandre e Bernardo Quintella. Ringrazio poi la professoressa Filomena Magalhães (Università di Lisbona), che mi ha prestato un elettrostorditore (sebbene non l'abbia mai utilizzato!), ed i suoi collaboratori Filipe Ribeiro e Daniel Pires. Grazie anche a Joaquim Reis, esperto malacologo d'acqua dolce, per avermi fornito alcuni bivalvi, ed alla professoressa Manuela Morais e la dottoressa Ana Pedro (Università di Évora) per il prestito delle sonde parametriche.

I veterinari dell'ospedale veterinario dell'Università di Évora hanno svolto un ruolo ESSENZIALE in questo progetto. Senza di loro niente sarebbe stato possibile, dato che l'impianto chirurgico è stato alla base del progetto di *radio tracking*. Sono perciò immensamente grato per la disponibilità, stima ed amicizia che il professor José Carlo Alberto Potes e la dottoressa Joana Reis mi hanno dimostrato. Chiamarli nel cuore della notte, con voce tremolante dall'emozione, per dirgli di prepararsi e che ci saremmo visti di lì a poco nell'ospedale veterinario dell'Università di Évora perché avevo catturato una lontra sono momenti che non dimenticherò mai... Ringrazio sentitamente il professor Helder Cortes per la stima riposta nei miei confronti e la disponibilità sua e dell'instancabile, precisa e dolce Maria João Vilaviçosa, che ha svolto le indagini parassitologiche sulle lontre rinvenute morte. Sono grato anche alla dottoressa patologa Sandra Branco, per aver condotto la maggior parte delle necropsie e all'assistente Joaquim. E parlando di veterinari approfitto per ringraziare per i numerosi consigli, l'affetto e la simpatia dimostratemi il Dr Vic Simpson (Wildlife Veterinary Investigation Centre - UK) e sua moglie, nonché adorabile assistente, Jane Simpson. I coniugi Simpson costituiscono infatti uno dei più bei esempi di coppia che ho conosciuto, unendo professionalità a grandi doti umane che me li hanno fatti particolarmente apprezzare. Insieme abbiamo passati dei piacevolissimi momenti e sono proprio contento d'averli conosciuti.

Un profondo grazie all'incredibile generosità di chi mi ha prestato del materiale, probabilmente impietosito dai pochi mezzi a mia disposizione e, di fatto, spesso permettendomi di fare cose altrimenti impossibili. Lughaidh O' Néill (Università di Dublino – Irlanda) è stato il primo ad avermi prestato diversi materiali senza chiedere nulla in cambio. Giacomo dell'Omo (Technosmart) mi ha offerto due GPS che purtroppo sono riuscito ad utilizzare soltanto

parzialmente. Un gesto davvero generoso che spero un giorno di ricambiare tramite un maggiore impiego dei dispositivi. Il professor Pedro Santos (Università di Évora), che mi ha prestato due radio-riceventi. Deli Saavedra e Michele Cento, che sento di ringraziare per il prestito rispettivamente di una cerbottana ed una radio ricevente nonostante non le abbia mai utilizzate. Un grazie particolare a Addy de Jongh, che mi ha aiutato sia economicamente (tramite una piccola sponsorizzazione a nome della Fondazione di cui è presidente, la *Dutch Otterstation Foundation*), che in campo. Lui ed il simpaticissimo Tjibbe de Jong, infatti, sono venuti più volte in Portogallo a dare man forte nelle operazioni di trappolaggio, ed a Tjibbe devo anche l'utilissima tenaglia di legno che ho utilizzato nell'ultimo periodo di trappolaggio, da lui costruita e gentilmente offertami. Con Addy condividiamo la convinzione che sia assolutamente necessaria la realizzazione di studi di campo sulla lontra. La collaborazione con Addy ha portato alla sperimentazione di un sistema GPS (da lui ideato e venduto) per la prima volta su una specie di lontra. Un grazie anche a Bartosz Wroblewski, il cui apporto tecnico alla realizzazione e miglioramento dei software del sistema GPS è stato fondamentale.

Nel corso del progetto ho avuto modo di creare anche altre utilissime collaborazioni. Fondamentale quella con la dottoressa Petra Hájková, che ha accolto Vania e me in Repubblica Ceca, supervisionando (con l'aiuto delle sue studentesse Veronika e Lenka) Vania durante le analisi genetiche. Vania ed io siamo molto grati a Petra ed in generale al Dipartimento di Biologia delle Popolazioni dell'Istituto di Biologia dei Vertebrati dell'Accademia delle Scienze della Repubblica Ceca (Studenc, Repubblica Ceca).

Un'altra importante collaborazione è stata quella che ha portato al calcolo degli anelli del cemento dai canini di alcune lontre dell'area di studio, realizzato dalle dottoresse Thrine Heggberget e Jiska Van Dijk dell'Università di Trondheim (Norvegia).

Il Centro di Geofisica dell'Università di Évora mi ha fornito una serie di dati climatici a scala temporale molto fine, particolarmente utili nella realizzazione di molti modelli riguardanti l'ecologia delle lontre studiate.

Considero estremamente importante anche la collaborazione con il dr Timothée Produit, Emanuele Strano e tutta l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (Svizzera), per l'applicazione del metodo *kernel* che tiene conto delle distanze calcolate lungo il reticolo idrografico ai miei dati sulle lontre monitorate. Sebbene non si sia ancora riusciti con i tempi a produrre degli algoritmi definitivi ed io non sia riuscito a testare tale metodologia in modo accurato per la presente tesi, reputo, infatti, estremamente interessante la possibilità di mettere a punto un metodo kernel probabilmente più corretto per la stima degli home-range di animali che vivono in habitat lineari, per cui sono estremamente grato a questo team, fatto di geostatistici ed architetti urbanistici, per la professionalità eccezionale e soprattutto l'apertura mentale, dimostrata dal fatto che hanno trovato interessante anche dal loro punto di vista la sperimentazione del metodo su specie animali.

Un grazie anche al personale dell'Istituto pela Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ICNB), ed in particolare a Margarida Fernandes, Joao Loureiro, José Silva e Monica Sousa, per aver instaurato col sottoscritto un rapporto di reciproca fiducia e gestito al meglio tutte le discordanze che possono sorgere tra un istituto del genere ed i richiedenti di permessi di cattura di fauna selvatica (me, in questo caso). Un grazie anche per l'invio di campioni biologici e di misure morfometriche che hanno arricchito il mio database (motivi per i quali ringrazio anche la dott.ssa Marta Moreno García e l'Istituto Portugues de Arqueozoologia di Lisbona), nonché per la fiducia riposta in me per il progetto di liberazione in natura dei cuccioli di lontra orfani, del quale sono stato considerato responsabile scientifico sin dal primo anno in Portogallo. Riguardo a tale progetto, non posso fare a meno di ringraziare Dario Cardador, responsabile del centro di recupero animali selvatici di S.Andé, che, con la sua forza e praticità, è stato il motore del progetto. Senza la sua (e anche un pò la mia) caparbieta, probabilmente staremmo ancora

aspettando chissà quali decisioni burocratiche. Sempre per il progetto “lontras em libertade” ringrazio “cabo” Velhinho, per la professionalità nel lavoro svolto e le segnalazioni di lontre cucciolo ritrovate. Pur sperando che le persone la smettano di prelevare in natura cuccioli di lontra, considerato l’utilizzo a scopo di lucro che certe persone e istituzioni possono e vogliono farne, tutto sommato è un bene che questo aspetto venga gestito da persone senz’altro ben intenzionate e che cercano sempre di prendere decisioni su basi scientifiche.

Mi fa piacere ringraziare altre persone che hanno dimostrato una grande stima nei miei confronti pur conoscendomi inizialmente poco o nulla. Il giornalista Paulo Caetano ed il fotografo biologo Joaquim Pedro Ferreira, hanno, infatti, deciso di aprire il loro libro sulla lontra “*Lontras em Portugal*” proprio con un capitolo sul mio progetto di ricerca, ritenendolo (parole loro!) innovativo e significativo nel panorama lusitano, nonostante vi fossero altri gruppi di ricerca più affermati. Un ringraziamento per gli stessi motivi va al personale della UE-Online, che mi ha concesso un’intervista (poi pubblicata sulla rivista universitaria UE) quando ero appena al primo anno di progetto, ed a Carla Castelo e altri giornalisti di TV nazionali portoghesi, i quali, intervistandomi, hanno contribuito ad accrescere la mia esperienza.

Un grazie particolare ai due meccanici di fiducia, più amici che meccanici in realtà: Oleh e Neo. Anche loro mi hanno sempre aiutato, sia economicamente (facendomi pagare le riparazioni molto meno di quanto in realtà costassero) sia praticamente, tirandoci spesso fuori dai pasticci (macchine avariate, infangate, sommerse dalle piene dei fiumi, ecc).

A volte il segnale radio delle lontre veniva perso e risultava alquanto difficile da ritrovare. In particolare M3 è stato spesso perso durante i suoi diversi momenti di dispersione e sono riuscito a ritrovarlo soltanto grazie ad un volo nell’ultraleggero di Ricardo Jorge Severino. Grazie Ricardo per le incredibili (e un pò folli... chi era sul posto ed ha visto le condizioni dell’ultraleggero sa di cosa parlo...) esperienze!

Sono grato anche a tutti i proprietari terrieri che ci hanno lasciato lavorare nelle loro proprietà. Tra loro un particolare ringraziamento ad Alexandra Silveira, che ci ha messo da subito a nostro agio senza chiedere nulla in cambio, a Nuno Potes, ai “doni” dell’Azinhal e del Barrocal, ed a Maria Lourdes de Amaral, simpaticissima e vivace proprietaria della casa in cui Vania ed io abbiamo lasciato parte di noi.

NON sono, invece, molto grato a tutti quei proprietari che non ci hanno permesso di lavorare o che hanno tentato di strumentalizzare il progetto per fini personali.

Un grazie ad Alain Zuur ed Elena Ieno, dal cui corso di statistica ho appreso molto, accrescendo notevolmente il mio interesse per questo campo così fondamentale. Alain mi ha poi fornito alcuni utili consigli nel corso del tempo.

Grazie anche al professor Roberto Refinetti per la disponibilità e gli utili consigli in sede d’analisi dei dati sui ritmi d’attività.

Ringrazio Daniele Baisero, per aver aiutato con grande disponibilità e professionalità una mia studentessa con il GIS e nelle operazioni di costruzione di un database (nonostante, per vari motivi, poi quest’ultimo non sia mai stato utilizzato integralmente).

Ringrazio il professor Hans Kruuk (Università di Aberdeen, Scozia) per aver sempre risposto in maniera attenta ed appassionata ai diversi quesiti che gli ho posto e per aver avuto parole d’apprezzamento per il mio lavoro che, data la notevole esperienza ed autorità della persona in questione, hanno costituito senz’altro un importante riferimento per il sottoscritto.

Sono grato alla professoressa Anna Loy (Università del Molise) ed ai professori Paolo Ciucci e Alberto Fanfani (Università di Roma “La Sapienza”), la prima revisore esterno ed i secondi revisori interni della tesi, che hanno apprezzato il lavoro svolto, condiviso le implicazioni e provveduto, con i loro preziosi consigli, al miglioramento di questa versione finale della tesi, nonché alla professoressa Marina Cobolli ed a tutti i membri del Collegio per i loro suggerimenti, la pazienza ed il supporto fornitimi durante questi anni.

Nutro del sincero riconoscimento anche per il professor emerito Sam Erlinge (Università di Lund - Svezia), per i bei momenti passati insieme in Slovenia e semplicemente per essere quello che è, un raro esempio di scienziato in grado di coniugare passione, umiltà ed intelligenza.

Ringrazio Laura Bonesi, Alessio Mortelliti e Marcia Barbosa per la loro amicizia e i loro utili consigli nel corso di questi anni; due colleghi di dottorato nonché cari amici, Simone Ciadamidaro e Daniel Whitmore, che mi hanno sempre supportato, soprattutto nei concitati momenti finali prima della consegna della tesi; Francesco Ferretti, con cui condivido la sorte di “espatriato” da Napoli che cerca di andare avanti in questo campo con orgoglio, professionalità e passione; Guglielmo Maglio, altro caro amico “del settore” per il suo sostegno; Ugo Canitano, per l’amicizia che ci lega nonché per la sua estrema simpatia e socievolezza da cui tanto ho tratto ispirazione.

Tra tutte le persone, forse quella in assoluto a cui sono più grato è Pedro Almada, detto “Canicalho” dalla maggior parte dei suoi amici e “palhaço” da me. Ogni volta che io o qualche membro del gruppo ci siamo ritrovati in difficoltà ci ha tolto dai guai, ad ogni ora del giorno o della notte. Con lui si è instaurato da subito un rapporto di amicizia fatto di stima reciproca ed allietato dalla sua generosità, simpatia e creatività. Con Pedro, la sua simpaticissima e dolce compagna, Ceu Vitorino, e sua figlia, Joana Almada, ho passato dei momenti bellissimi. Grazie per tutto, Pedro.

In ultimo, desidero ringraziare Vania e la mia famiglia.

Senza l’aiuto anche pratico di Vania, non sarei mai riuscito a terminare questa tesi in maniera soddisfacente ed in tempo (seppur in grande ritardo!). La sua intelligenza, dolcezza, determinazione e maturità, nonostante la giovane età, mi hanno dato tanto e continuano a farlo. Tra i miei studenti è stata, infatti, la persona più autonoma a livello scientifico e questo ha reso possibile un’interazione intellettuale stimolante e produttiva. Sono particolarmente contento, quindi, che abbia ricevuto il premio di migliore tesi di master dell’anno 2010 dalla Cattedra Rui Nabeiro dell’Università di Évora come attestato alle sue indubbie capacità. Il suo interesse fuori del comune per le lontre ci ha legati particolarmente ed oggi speriamo di poter contribuire ad una maggior conoscenza di questo animale, così come di poter continuare a crescere insieme, umanamente e professionalmente. Intanto, insieme abbiamo creduto che fosse possibile realizzare lo studio di genetica riuscendo nell’intento nonostante lo scetticismo iniziale dei più, grazie soprattutto alla sua grande autonomia intellettuale.

La mia famiglia mi ha cresciuto ed educato, passandomi dei valori che oggi reputo insostituibili. Sarò grato per sempre a mia madre e mio padre per questo. Se sono la persona che sono e di cui sono fiero, lo devo almeno per il 99% a loro. Sono poi enormemente grato a mia sorella, mia migliore amica, per aver contribuito a tirarmi su nell’unico vero periodo difficile della mia vita, ed a mia zia, che mi ha ripetutamente ospitato a Roma (e continua a farlo), a mio nonno materno, per avermi supportato in tutti i sensi e spinto ad investire nei miei studi e per aver rappresentato un importante e costante punto di riferimento per me, a mia cugina Daria Siciliano (biologa marina - Università di Santa Cruz, California), per le tante correzioni ed i preziosi consigli in tempo record, ed a tutto il resto della mia meravigliosa e stramba famiglia. Siete tutti speciali per me.

8 BIBLIOGRAFIA

- Aarts G., MacKenzie M.L., McConnell B.J., Fedak M.A., Matthiopoulos J. 2008. Estimating space use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography* 31:140-160.
- Abell R. 2002. Conservation Biology for the Biodiversity Crisis: a Freshwater Follow-up. *Conservation Biology* 16:1435-1437.
- Ables E.D. 1969. Activity studies of red foxes in southern Wisconsin. *The Journal of Wildlife Management* 33:145-153.
- Abramovitz J.N. 1996. Imperiled Waters, Impoverished Future: The Decline of Freshwater Ecosystems. Worldwatch Institute, Washington, D.C.
- Aebischer N.J., Robertson P.A., Kenward R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radiotracking data. *Ecology* 74:1313-1325.
- Aguiar F.C. and M.T Ferreira. 2005. Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation* 32:30-41.
- Akçakaya H.R. and J.L. Atwood. 1997. A habitat-based metapopulation model of the California Gnatcatcher. *Conservation Biology* 11:422-434.
- Allan J.D. and A.S. Flecker. 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters. *Bioscience* 43:32-43.
- Aldridge H.D.J.N. and R.M. Brigham. 1988. Load carrying and maneuverability in an insectivorous bat: A test of the 5% "rule" of radio-telemetry. *J Mammal.* 69:379-382.
- Allredge J.R. and J.T. Ratti. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 50:157-165.
- Amarasekare P. 2004. The role of density-dependent dispersal in source-sink dynamics. *Journal of Theoretical Biology* 226:159-168.
- Amlaner C.J. 1978. Biotelemetry from free-ranging animals. In B. Stonehouse, ed. *Animal Marking*. University Park Press, Baltimore. pp. 205-228.
- Anderson N.H. 1966. Depressant Effect of Moonlight on Activity of Aquatic Insects. *Nature* 209:319-320.
- Andreassen H.P., Stenseth N.C., Ims R.A. 2002. Dispersal behaviour and population dynamics of vertebrates. In: Bullock J.M., Kenward R.E., Hails R.S. eds. *Dispersal Ecology*: 50-71. Oxford: Blackwell.
- Andrews K.S., Williams G.D., Levin P.S. 2010. Seasonal and ontogenetic changes in movement patterns of sixgill sharks. *PLoS ONE* 5:e12549.

- Anoop K.R. and S.A. Hussain. 2004. Factors affecting habitat selection by smooth-coated otters (*Lutra perspicillata*) in Kerala, India. *Journal of Zoology* 263:417-423.
- Araujo M.B., Thuiller W., Pearson R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33:1712-1728.
- Araujo M.B. & M. Luoto. 2007. The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16:743-753.
- Arrendal J., Vilà C., Björklund M. 2007. Reliability of noninvasive genetic census of otters compared to field censuses. *Conserv. Genet.* 8:1097-1107.
- Ascensão F. and A. Mira. 2006. Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecological Research* 22:57-66.
- Ashby K.R. 1972. Patterns of daily activity in mammals. *Mamm. Rev.* 1:171-185.
- Aspi J., Roininen E., Ruokonen M., Kojola I., Vila C. 2006. Genetic diversity, population structure, effective population size and demographic history of the Finnish wolf population. *Molecular Ecology* 15:1561-1576.
- Astronomical Applications Department of the U.S. Naval Observatory - <http://aa.usno.navy.mil/>.
- Atlas do Ambiente Digital - Instituto do Ambiente - <http://sniamb.apambiente.pt/>.
- Austin D., Bowen W.D., McMillan J.I. 2004. Intraspecific variation in movement patterns: modeling individual behaviour in a large marine predator. *Oikos* 105:15-30.
- Azevedo F.C.C. and D. L. Murray. 2007. Spatial organization and food habits of jaguars *Panthera onca* in a floodplain forest. *Biological Conservation* 137:391-402.
- Baghli A. and R. Verhagen. 2005. Activity patterns and use of resting sites by polecats in an endangered population. *Mammalia* 69:211-222.
- Baillie S.R., Sutherland W.J., Freeman S.R., Gregory R.D., Paradis E. 2000. Consequences of large-scale processes for the conservation of bird populations. *J. Anim. Ecol.* 37:88-102.
- Bandini M. 2010. Attività di Marcatore del territorio della lontra Eurasiatica (*Lutra lutra*) in ambiente mediterraneo. Tesi di Laurea in Italiano. Università degli studi di Torino. Italy.
- Baras E., Jeandrain D., Serouge B., Philippart J.C. 1998. Seasonal variations in time and space utilization by radio-tagged yellow eels *Anguilla anguilla* in a small stream. *Hydrobiologia* 371/372:187-198.
- Barbosa A.M., Real R., Márquez A.L., Rendón M.A. 2001. Spatial, environmental and human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish provinces. *Diversity and Distributions* 7:137-144.

- Barbosa A.M., Real R., Olivero J., Vargas J.M. 2003. Otter *Lutra lutra* distribution modelling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 114:377-387.
- Barbosa A., Real R., Vargas J.M. 2010. Use of coarse-resolution models of species distributions to guide local conservation inferences. *Conservation biology* 24:1378-1387.
- Barnett A. and P.R. Moorcroft. 2008. Analytic steady-state space use patterns and rapid computations in mechanistic home range analysis. *Journal of Mathematical Biology* 57:139-159.
- Bart J. 1995. Acceptance criteria for using individual-based models to make management decisions. *Ecol. Appl.* 5:411-420.
- Bartness T.J. and H.E. Albers. 2000. Activity Patterns and the Biological Clock in Mammals. In: *Activity patterns in small mammals: an ecological approach*. Springer-Verlag. Berlin.
- Bas N., Jenkins D., Rothery P. 1984. Ecology of Otters in Northern Scotland: V. The Distribution of Otter (*Lutra lutra*) Faeces in Relation to Bankside Vegetation on the River Dee in Summer 1981. *The Journal of Applied Ecology* 21:507-513.
- Bastille-Rousseau G., Fortin D., Dussault C. 2010. Inference from habitat-selection analysis depends on foraging strategies. *Journal of Animal Ecology* 79:1157-1163.
- Basto M.P., Pedroso N., Mira A., Santos-Reis M. 2011. Use of small and medium-sized water reservoirs by otters in a Mediterranean ecosystem. *Animal Biology* 61:75-94.
- Bates D. and D. Sarkar. 2006. lme4: Linear mixed-effect models using Eigen and Eigenpack. R package Version 0.995-2 <http://cran.r-project.org/src/contrib/Descriptions/lme4.html>.
- Battin J. 2004. When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations. *Conservation Biology* 18:1482-1491.
- Baum J.K. and B. Worm 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology* 78:699-714.
- Beck J.L. and L.H. Suring. 2009. Wildlife habitat-relationships models: description and evaluation of existing frameworks. pp 251-285 In: Millspaugh J.J. and F. R. Thompson III, editors. *Planning Wildlife Conservation in Large Landscapes*. Elsevier Science, San Diego, California, USA.
- Begon M., Harper J.L., Townsend C.R. 2006. *Ecology: individuals, populations, and communities*. IV Edition. Blackwell Publishing.
- Beja P. 1991. Diet of otters *Lutra lutra* in closely associated freshwater, brackish and marine habitats in south-west Portugal. *Journal of Zoology* 225:141-152.

- Beja P. 1992. Effects of freshwater availability on the summer distribution of otters *Lutra lutra* in the Southwest coast of Portugal. *Ecography* 15:273-278.
- Beja P. 1995. Patterns of availability and use of resources by otters *Lutra lutra* L. in Southwest Portugal. PhD Thesis. University of Aberdeen, Scotland.
- Beja P. 1996a. Temporal and spatial patterns of rest-site use by four female otters *Lutra lutra* along the south-west coast of Portugal. *Journal of Zoology, London* 239:741-753.
- Beja P. 1996b. An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkia* in Iberian streams. *Journal of Applied Ecology* 33:1156-1170.
- Beja P. 1996c. Seasonal breeding and food resources of otters, *Lutra lutra* Carnivora, Mustelidae, in south-west Portugal: A comparison between coastal and inland habitats. *Mammalia* 60:27-34.
- Beja P. 1997. Predation by marine-feeding otters *Lutra lutra* in south-west Portugal in relation to fluctuating food resources. *Journal of Zoology* 242:503-518.
- Beja P. and R. Alcazar. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: An evaluation using amphibians. *Biol. Conserv.* 114:317-326.
- Bekoff M. and T.J. Daniels. 1984. Life history patterns and the comparative social ecology of carnivores. *Annual review of ecology and systematics* 15:191-232.
- Beltran J.F. and M. Delibes. 1994. Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian lynxes. *J Mammal* 75:382-393.
- Beeravolu C. R., Couteron P., Péliissier R., Munoz F. 2009. Studying ecological communities from a neutral standpoint: A review of models - structure and parameter estimation. *Ecological Modelling* 220:2603-2610.
- Benson J.F., Chamberlain M.J., Leopold B.D. 2006. Regulation of space use in a solitary felid: population density or prey availability? *Animal Behaviour* 71:685-693.
- Bernardo J.M., Ilhéu M., Matono P., Costa A.M. 2003. Interannual variation of fish assemblage structure in a mediterranean river: Implications of stream flow on the dominance of native or exotic species. *Riv. Res. Appl.* 19:521-532.
- Beyer H.L., Haydon D.T., Morales J.M., Frair J.L., Hebblewhite M., Mitchell M., Matthiopoulos J. 2010. The interpretation of habitat preference metrics under useavailability designs. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365:2245-2254.
- Biek R., Akamine N., Schwartz M.K., Ruth T.K., Murphy K.M., Poss M. 2006. Genetic consequences of sex-biased dispersal in a solitary carnivore: Yellowstone cougars. *Biology letters* 2:312-315.

- Bifolchi A. and T. Lodé. 2005. Efficiency of conservation shortcuts: an investigation with otters as umbrella species. *Biological Conservation* 126:523-527.
- Blanchet S., Loot G., Bernatchez L., Dodson J.J. 2008a. The effects of abiotic factors and intraspecific versus interspecific competition on the diel activity patterns of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65:1545-1553.
- Blanchet S., Loot G., Dodson J.J. 2008b. Competition, predation and flow rate as mediators of direct and indirect effects in a stream food chain. *Oecologia* doi 10.1007/s00442-008-1044-8.
- Blanco J.C. and Y. Cortés. 2007. Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitats in Spain. *Journal of Zoology* 273:114-124.
- Blanco-Garrido F., Prenda J., Narváez M. 2008. Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet and prey selection in Mediterranean streams invaded by centrarchid fishes. *Biol. Invasions* 10:641-648.
- Blouin M.S. 2003. DNA-based methods for pedigree reconstruction and kinship analysis in natural populations. *Trends in Ecology and Evolution* 18:503-511.
- Blundell G.M., Kern J.W., Bowyer R.T., Duffy L.K. 1999. Capturing otters: a comparison of Hancock and leg-hold traps. *Wild. Soc. Bull.* 27:184-192.
- Blundell G.M., Bowyer R.T., Ben-David M., Dean T.A., Jewett S.C. 2000. Effects of food resources on spacing behavior of river otters: does forage abundance control home range size? pp. 325-333 In: Eile J.H., Alcorn D.J., Neuman M.R. eds. *Biotelemetry 15: Proceedings of the 15th Interbational Symposium on Biotelemetry*. Juneau, Alaska. USA. Int. Soc. on Biotelemetry, Wageningen, The Netherlands.
- Blundell G.M., Maier J.A.K., Debevec E.M. 2001. Linear home ranges: effects of smoothing, sample size, and autocorrelation on kernel estimates. *Ecological Monographs* 71:469-489.
- Blundell G.M., Ben-David M., Bowyer R.T. 2002a. Sociality in river otters: cooperative foraging or reproductive strategies? *Behavioural Ecology* 13:134-141.
- Blundell G.M., Ben-David M., Groves P., Bowyer R.T. Geffen E. 2002b. Characteristics of sex-biased dispersal and gene flow in coastal river otters: implications for natural recolonization of extirpated populations. *Molecular Ecology* 11:289-303.
- Blundell G.M., Ben-David M., Bowyer R.T., Geffen D.E. 2004. Kinship and sociality in coastal river otters: are they related? *Behavioural Ecology* 15:705-714.
- Bodkin J.L., Monson D.H., Esslinger G.G. 2007. Activity Budgets Derived From Time–Depth Recorders in a Diving Mammal. *Journal of Wildlife Management* 71:2034-2044.

- Böhm M., Palphramand K.L., Newton-Cross G., Hutchings M.R., White P.C.L. 2008. Dynamic interactions among badgers: implications for sociality and disease transmission. *Journal of Animal Ecology* 77:735-745.
- Bolker B.M., Brooks M.E., Clark C.J., Geange S.W., Poulsen J.R., Stevens M.H.H., White J.-S.S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *TEE* 24:127-135.
- Borger L., Franconi N., Ferretti F., Meschi F., Michele G.D., Gantz A., Coulson T. 2006. An Integrated Approach to Identify Spatiotemporal and Individual-Level Determinants of Animal Home Range Size. *The American Naturalist* 168:471-485.
- Borger L., Dalziel B.D., Fryxell J.M. 2008. Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecol Lett* 11:637-650.
- Bove V. 2005. Ecologia trofica della lontra (*Lutra lutra*) nel bacino del Calore (Campania): variazione stagionale della dieta e modalità di sfruttamento della risorsa ittica. Tesi di Laurea in Italiano. Università 'La Sapienza' di Roma.
- Boyd I.L. 1999. Foraging and provisioning in Antarctic fur seals: interannual variability in time energy budgets. *Behavioral Ecology* 10:198-208.
- Brito D. 2004. Lack of adequate taxonomic knowledge may hinder endemic mammal conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 13:2135-2144.
- Brito D. 2005. The importance of sound biological information and theory for ecological economics studies valuing Brazilian biodiversity: A response to Mendonça et al. 2003. *Ecological Economics* 55:5-10.
- Britton J.R., Pegg J., Shepherd J.S., Toms S. 2006. Revealing the prey items of the otter *Lutra lutra* in South West England using stomach contents analysis. *Folia Zool.* 55:167-174.
- Broquet T., Ray N., Petit E., Fryxell J.M., Burel F. 2006. Genetic isolation by distance and landscape connectivity in the American marten *Martes americana*. *Landscape Ecology* 21:877-889.
- Brosofske K.D., Chen J., Naiman R.J., Franklin J.F. 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Wahington. *Ecological Applications* 7:1188-1200.
- Brosse S, Grossman G.D., Lek S. 2007. Fish assemblage patterns in the littoral zone of a European reservoir. *Freshwater Biology* 52:448-458.
- Brown J.S. 1998 Game theory and habitat selection. In *Game theory and animal behaviour* (ed. L. A. Dugatkin & H. K. Reeve), pp. 188-220. Oxford University Press.

- Burbrink F.T., Phillips C.A., Heske E.J. 1998. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biological Conservation* 86:107-115.
- Burnham K.P. and D.R. Anderson. ed. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Second Edition. Springer Verlag. New York.
- Burt W.H. 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy* 24:346-352.
- Buskirk S.W. and S.L. Lindstedt. 1989. Sex biases in trapped samples of Mustelidae. *J. Mamm.* 70:88-97.
- Cabeza M. and A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *TREE* 16:242-248.
- Cabral M.J., Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand d'Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.L., Rogado L., Santos-Reis M. eds. 2005. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Cagnacci F., Boitani L., Powell R.A., Boyce M.S. 2010. Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. *Philos T Roy Soc B* 365:2157-2162.
- Cahan S., Blumstein D., Sundstrom L., Liebig J., Griffin A. 2002. Social trajectories and the evolution of social behavior. *Oikos* 96:206-216.
- Calzada J., Delibes-Mateos M., Clavero M., Delibes M. 2009. If drink coffee at the coffee-shop is the answer, what is the question? Some comments on the use of the sprainting index to monitor otters. *Ecological Indicators* 10:560-561.
- Cargnelutti B., Coulon A., Hewison A.J.M., Goulard M., Angibault J.M., Morellet N. 2007. Testing Global Positioning System performance for wildlife monitoring using mobile collars and known reference points. *Journal of Wildlife Management* 71:1380-1387.
- Carugati C., Rowe-Rowe D.T., Perrin M. 1995. Habitat use by *Aonyx capensis* and *Lutra maculicollis* in the natal drakensberg (South Africa): preliminary results. *Proc. 11 It. Symp. on Carnivores. Hystrix* 7:239-242.
- Cassens I., Tiedemann R., Suchentrunk F., Hartl G.B. 2000. Mitochondrial DNA variation in the European otter *Lutra lutra* and the use of spatial autocorrelation analysis in conservation. *J. Hered.* 91:31-35.
- Cassola F. 1986 La Lontra in Italia. Censimento, distribuzione e problemi di conservazione di una specie minacciata. In: *The Otter in Italy. Survey, distribution e conservation of an endangered species.* WWF Italia, Serie Atti e Studi n.5, Roma, 135 pp.
- Caughley G. 1977. *Analysis of Vertebrate Populations.* John Wiley and Sons, 1^a ed.

- Cavalcanti S.M.C. and E.M. Gese. 2009. Spatial Ecology and Social Interactions of Jaguars *Panthera Onca* in the Southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90:935-945.
- Centro de Geofísica Universidade de Évora - CGE. <http://www.cge.uevora.pt/>.
- Chanin P. 2003. Monitoring the otter. *Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series* 10. English Nature, Peterborough.
- Chanin P. 2006. Otter road casualties. *Hystrix, It. J. Mamm.* 17:79-90.
- Chappell M.A. 1980. Thermal energetics and thermoregulatory costs of small Arctic mammals. *Journal of Mammalogy* 61:278-291.
- Chesser R.K. 1991. Gene Diversity and Female Philopatry. *Genetics* 447:437-447.
- Cho H., Choi K., Lee S., Park Y. 2009. Characterizing habitat preference of Eurasian river otter (*Lutra lutra*) in streams using a self-organizing map. *Limnology* 10:203-213.
- Christ A., Ver Hoef J.M., Zimmerman D. 2008. An animal movement model incorporating home range habitat selection. *Environmental and Ecological Statistics* in press.
- Cianfrani C., Le Lay G., Hirzel A.H., Loy A. 2010. Do habitat suitability models reliably predict the recovery areas of threatened species? *Journal of Applied Ecology* 47:421-430.
- Cianfrani C., Le Lay G., Maiorano L, Satizábal H.F., Loy A., Guisan A. 2011. Adapting global conservation strategies to climate change at the European scale: The otter as a flagship species. *Biological Conservation* 144:2068-2080.
- Ciucci P. 1994. Movimenti, attività e risorse del lupo *Canis lupus* in due aree dell'Appennino centro-settentrionale. Tesi di Dottorato. Università di Roma 'La Sapienza'.
- Ciucci P., Boitani L., Francisci F., Andreoli G. 1997. Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. *Journal of Zoology London* 243:803-819.
- Ciucci P., Masi M., Boitani L. 2003. Winter habitat and travel route selection by wolves in the northern Apennines, Italy. *Ecography* 26:223-225.
- Ciucci P., Chapron G., Guberti V., Boitani L. 2007. Estimation of mortality parameters from biased samples at death: are we getting the basics right in wildlife field studies? A response to Lovari et al. 2007. *Journal of Zoology* 273:125-127.
- Ciucci P., Reggioni W., Maiorano L., Boitani L. 2009. Long-Distance Dispersal of a Rescued Wolf From the Northern Apennines to the Western Alps. *Journal of Wildlife Management* 73:1300-1306.
- Clark C.W. and M. Mangel. eds. 2000. *Dynamic State Variable Models in Ecology. Methods and Applications*. Oxford University Press.

- Clavero M., Blanco-Garrido F., Prenda J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems* 14:575-585.
- Clavero M., Prenda J., Delibes M. 2006. Seasonal use of coastal resources by otters: comparing sandy and rocky stretches. *Estuar Coast Shelf Science* 66:387-394.
- Clobert J., Ims R.A., Rousset F. 2004. Causes, mechanisms and consequences of dispersal In: *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. Hanski I. and Gaggiotti O.E. eds. pp 307-335. Amsterdam: Academic Press.
- Clobert J., de Fraipoint M., Danchin É. 2008. Evolution of Dispersal. In: *Behavioural Ecology*. Danchin É., Giraldeau L.A., Cézilly F. eds. Oxford University Press.
- Clutton-Brock T.H. 1989. Mammalian mating systems. *Proceedings of the Royal Society of London B* 236:339-372.
- Clutton-Brock T.H. and B.C. Sheldon. 2010. Individuals and populations: the role of long-term, individual-based studies in ecology and evolutionary biology. *Trends in Ecology and Evolution* 25:562-573.
- Collares-Pereira M.J., Cowx I., Ribeiro F., Rodrigues J., Rogado L. 2000. Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River basin in Portugal. *Fish. Manage. Ecol.* 7:167-178.
- Conde D.A., Colchero F., Zarza H., Christensen Jr. N.L., Sexton J.O., Manterola C., Chávez C., Rivera A., Azuara D., Ceballos G. 2010. Sex matters: Modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. *Biological Conservation* 143:1980-1988.
- Conroy J.W.H. and P. Chanin. 2000. The status of the Eurasian otter *Lutra lutra* in Europe - a review. *Journal of the International Otter Survival Fund* 1:7-28.
- Correia A-M. 1998. Seasonal and circadian foraging activity of *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae) in Portugal. *Crustaceana* 71:158-166.
- Correia A-M. 2001. Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *J of Zool.* 255:533-541.
- Costa D.P., Croxall J.P., Duck C.D. 1989. Foraging energetics of Antarctic fur seals in relation to changes in prey availability. *Ecology* 70:596-606.
- Costello C.M., Creel S.R., Kalinowski S.T., Vu N.V., Quigley H.B. 2008. Sex-biased natal dispersal and inbreeding avoidance in American black bears as revealed by spatial genetic analyses. *Molecular Ecology* 17:4713-4723.

- Cote J., Clobert J., Brodin T., Fogarty S., Sih A. 2010. Personality-dependent dispersal: characterization, ontogeny and consequences for spatially structured populations. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365:4065-4076.
- Coulon A., Cosson J.F., Angibault J.M., Cargnelutti B., Galan M., Morellet N., Petit E., Aulagnier S., Hewison J.M. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology* 13:2841-2850.
- Coutant C.C. 1976. Thermal effects on fish ecology. pp 891-896 in *Encyclopedia of environmental engineering*. Volume 2. W & G Baird, Northern Ireland, UK.
- Creel S.R. and D.W. Macdonald. 1995. Sociality, group size, and reproductive suppression among carnivores. *Advances in the Study of Behaviour* 24:203-257.
- Creel S. 1998. Social Organization and effective population size in carnivores. In: Caro T.M. ed. *Behavioral ecology and conservation biology*. New York: Oxford University Press, pp 246-266.
- Croteau E.K., Heist E.J., Nielsen C.K. 2010. Fine-scale population structure and sex-biased dispersal in bobcats *Lynx rufus* from southern Illinois. *Canadian Journal of Zoology* 88:536-545.
- Crooks K.R. and M. Sanjayan. eds. 2006. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press.
- Csillery K., Johnson T., Beraldi D., Clutton-Brock T., Coltman D., Hansson B., Spong G., Pemberton J.M. 2006. Performance of Marker-Based Relatedness Estimators in Natural Populations of Outbred Vertebrates. *Genetics* 173:2091-2101.
- Cunningham C.I., Pond B.A., Kyle C.J., Rees E.E., Rosatte R.C., White B.N. 2008. Combining direct and indirect genetic methods to estimate dispersal for informing wildlife disease management decisions. *Molecular Ecology* 17:4874-4886.
- Cushman S.A. 2010. Animal Movement Data: GPS Telemetry, Autocorrelation and the Need for Path-Level Analysis. In: *Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation*. Cushman S.A. and F. Huettmann eds. Springer.
- Cushman S.A., Compton B.V., McGarigal K. 2010. Habitat Fragmentation Effects Depend on Complex Interactions Between Population Size and Dispersal Ability: Modeling Influences of Roads, Agriculture and Residential Development Across a Range of Life-History Characteristics. In: *Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation*. Cushman S.A. and F. Huettmann eds. Springer.

- Cutrerera A.P., Lacey E.A., Busch C. 2005. Genetic structure in a solitary rodent *Ctenomys talarum*: implications for kinship and dispersal. *Molecular Ecology* 14:2511-2523.
- Daan S. 1981. Adaptive daily strategies in behavior. In: Handbook of behavioural neurobiology, J. Aschoff, ed., Biological rhythms, 4:275-298. Plenum Press. New York.
- Dale Jones III E.B., Helfman G.S., Bolstad P.V. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Cons. Biol.* 13:1454-1465.
- Dalerum F. 2005. Sociality in a solitary carnivore, the wolverine. PhD Thesis. Department of Zoology, Stockholm University, Sweden.
- Dalerum F. 2007. Phylogenetic reconstruction of carnivore social organizations. *Journal of Zoology* 273:90-97.
- Dallas J.F. and S.B. Piertney. 1998. Microsatellite primers for the Eurasian Otter. *Molecular Ecology* 7:1247-1263.
- Dallas J.F., Bacon P.J., Carss D.N., Conroy J.W.H., Green R., Jefferies D.J., Kruuk H., Marshall F., Piertney S.B., Racey P.A. 1999. Genetic diversity in the Eurasian otter, *Lutra lutra*, in Scotland. Evidence from microsatellite polymorphism. *Biological Journal of the Linnean Society* 68:73-86.
- Dallas J.F., Carss D.N., Marshall F., Koepfli K.P., Kruuk H., Bacon P.J., Piertney S.B. 2000. Sex identification of the Eurasian otter *Lutra lutra* by PCR typing of spraints. *Conservation Genetics* 1:181-183.
- Dallas J., Marshall F., Piertney S., Bacon P., Racey P. 2002. Spatially restricted gene flow and reduced microsatellite polymorphism in the Eurasian otter *Lutra lutra* in Britain. *Conservation Genetics* 3:15-29.
- Dallas J., Coxon K., Sykes T., Chanin P., Marshall F., Carss D., Bacon P., Piertney S., Racey P. 2003. Similar estimates of population genetic composition and sex ratio derived from carcasses and faeces of Eurasian otter *Lutra lutra*. *Molecular Ecology* 12:275-282.
- Daly M., Behrends P.R., Wilson M.I. 2000. Activity Patterns of Kangaroo Rats - Granivores in a Desert Habitat. In: Activity Patterns in Small Mammals. Ecological Studies. pp 145-158.
- Dalziel B.D., Morales J.M., Fryxell J.M. 2008. Fitting probability distributions to animal movement trajectories: using artificial neural networks to link distance, resources, and memory. *The American naturalist* 172:248-58.
- Dalziel B.D., Morales J.M., Fryxell J.M. 2010. Fitting Dynamic Models to Animal Movement Data: The Importance of Probes for Model Selection, a Reply to Franz and Caillaud. *The American naturalist* 175:762-764.

- Dammhahn M. and P. M. Kappeler. 2009. Females go where the food is: does the socio-ecological model explain variation in social organisation of solitary foragers? *Behavioural Ecology and Sociobiology* 63:939-952.
- Darwin C. 1859. *On the origin of the species*. London, UK. J. Murray Ed.
- Davies P.E. and M. Nelson. 1994. Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45:1289-1305.
- Degerman E., Beier U., Breine J., Melcher A., Quataert P., Rogers C., Roset N., Simoens I. 2007. Classification and assessment of degradation in European running waters. *Fisheries Management and Ecology* 14:417-426.
- Dell'Arte G.L. and G. Leonardi. 2005. Effects of habitat composition on the use of resources by the red fox in a semi arid environment of North Africa. *Acta Oecologica* 28:77-85.
- Dennis T.E., Chen W.C., Koefoed I.M., Lacoursiere C.J., Walker M.M., Laube P., Forer P. 2010. Performance Characteristics of Small Global-Positioning-System Tracking Collars for Terrestrial Animals. *Wildl. Biol. Pract.* 6:14-31.
- D'Eon R.G. and D. Delparte. 2005. Effect of radio-collar position and orientation on GPS radio-collar performance, and the implications of PDOP in data screening. *J Appl Ecol* 42:383-388.
- D'Eon R.G. and R. Serrouya. 2005. Mule deer seasonal movements and multiscale resource selection using global positioning system radiotelemetry. *J Mammal* 86:736-744.
- De Solla S.R., Bonduriansky R., Brooks R.J. 1999. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology* 68:221-234.
- Deutsch C.J., Reid J.P., Bonde R.K., Easton D.E., Kochman H.I., O'Shea T.J. 2003. Seasonal movements, migratory behavior, and site fidelity of West Indian manatees along the Atlantic Coast of the United States. *Wildlife Monographs* 1-77.
- DeYoung R.W., and R.L. Honeycutt. 2005. The Molecular Toolbox: Genetic Techniques in Wildlife Ecology and Management. *Journal of Wildlife Management* 69:1362-1384.
- Di Bitetti M.S., Paviolo A., De Angelo C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153-163.
- Di Fiore A. 2003. Molecular genetic approaches to the study of primate behavior, social organization, and reproduction. *Yearbook of Physical Anthropology* 46:62-99.
- Di Orio A.P., Callas R., Schaefer R.J. 2003. Performance of two GPS telemetry collars under different habitat conditions. *Wildlife Soc B* 31:372-379.

- Dixon K.R. and Chapman J.A. 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* 61:1040-1044.
- Dobson F. 1982. Competition for mates and predominant juvenile male dispersal in mammals. *Animal Behaviour* 30:1183-1192.
- Dobson F. and W.T. Jones. 1985. Multiple causes of dispersal. *The American Naturalist* 126:855-858.
- Doncaster C.P. 1990. Non-parametric estimates of interaction from radiotracking data. *J. Theor. Biol.* 143:431-443.
- Duchesne T., Fortin D., Courbin N. 2010. Mixed conditional logistic regression for habitat selection studies. *Journal of Animal Ecology* 79:548-555.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.H., Soto D., Stiassny M.L.J., Sullivan C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81:163-182.
- Dugatkin L.A. and H.K. Reeve 1998. *Game Theory and Animal Behavior*. New York. Oxford University Press.
- Dunning J.B., Danielson B.J., Pulliam H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.
- Dunning Jr. J.B., Groom M.J., Pulliam H.R. 2006. Species and Landscapes Approaches to Conservation. In: *Principles of Conservation Biology III Edition*. Groom M.J., Meffe G.K., Carroll C. R. eds., Sinauer Associates, Inc.
- Durbin L.S. 1996a. Individual differences in spatial utilization of a river-system by otters *Lutra lutra*. *Acta Theriologica* 41:137-147.
- Durbin L.S. 1996b. Some changes in the habitat use of a free-ranging female otter *Lutra lutra* during breeding. *J. Zool. Lond.* 40:761-810.
- Durbin L.S. 1998. Habitat selection by five otters *Lutra lutra* in rivers of northern Scotland. *Journal of Zoology London* 245:85-92.
- Dussault C., Courtois R., Ouellet J.P., Huot J. 2001. Influence of satellite geometry and differential correction on GPS location accuracy. *Wildlife Soc B* 29:171-179.
- Dynesius M. and C. Nilsson 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266:753-762.
- EEA 2003. Europe's water: An indicator-based assessment Summary. European Environment Agency Report. Copenhagen.

- Eggermann J., Gula R., Pirga B., Theuerkauf J., Tsunoda H., Brzezowska B., Rouys S., Radler S. 2009. Daily and seasonal variation in wolf activity in the Bieszczady Mountains, SE Poland *Mammalian Biology - Zeitschrift fur Säugetierkunde* 74:159-163.
- Eide N., Jepsen J., Prestrud P. 2004. Spatial organization of reproductive Arctic foxes *Alopex lagopus* : responses to changes in spatial and temporal availability of prey. *Journal of Applied Ecology* 73:1056-1068.
- Elmeros M., Hammershoj M., Bo Madsen A., Sjøgaard B. 2006. Recovery of the otter *Lutra lutra* in Denmark monitored by field surveys and collection of carcasses. *Hystrix* 17:17-18.
- Emlen S.T. and L.W. Oring. 1977. Ecology, sexual selection, and the evolution of mating systems. *Science* 197:1988-1988.
- Enright J.T. 1970. Ecological aspects of endogenous rhythmicity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1:221-238.
- Erlinge S. 1967. Home range of the otter *Lutra lutra* L. in southern Sweden. *Oikos* 18:186-209.
- Erlinge S. 1968. Territoriality of the otter *Lutra lutra* L. *Oikos* 19:81-98.
- Erlinge S. 1977. Home range utilization and movements of the stoat, *Mustela erminea*. XIII International Congress of Game Biologists 13: 31-42.
- Erlinge S. 1979. Adaptive significance of sexual dimorphism in weasels. *Oikos* 33:233-245.
- Erlinge S. 1995. Social organization in European small mustelids. *Hystrix* 7:5-15.
- Erlinge S. and M. Sandell. 1986. Seasonal changes in the social organization of male stoats, *Mustela erminea*: an effect of shifts between two decisive resources. *Oikos* 47:57-62.
- Estes J.A. 1980. *Enhydra lutris*. *Mammalian Species* 133:1-8.
- Estes J.A. 1989. Adaptations for aquatic living in carnivores. In: *Carnivore Behaviour, Ecology and Evolution*. Cornell University Press, Ithaca, New York. pp.242-282.
- Estes J.A., Underwood K., Karmann M. 1986. Activity-time budgets of sea otters in California. *Journal of Wildlife Management* 50:626-636.
- Estes J.A., Terborgh J., Brashares J.S., Power M.E., Berger J., Bond W.J., Carpenter S.R., Essington T.E., Holt R.D., Jackson J.B.C., Marquis R.J., Oksanen L., Oksanen T., Paine R.T., Pickett E.K., Ripple W.J., Sandin S.A., Scheffer M., Schoener T.W., Shurin J.B., Sinclair A.R.E., Soulé M.E., Virtanen R., Wardle D.A. 2011. Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science* 333:301-306.
- Etherington T.R. 2010. Python based GIS tools for landscape genetics: visualising genetic relatedness and measuring landscape connectivity. *Methods in Ecology and Evolution* doi:10.1111/j.2041-210X.2010.00048.x.
- Ewer R.F. 1973. *The carnivores*. Cornell University Press. Ithaca, New York.

- Fairley J.S. 1972. Food of otters (*Lutra lutra*) from Co. Galway, Ireland, and notes on other aspects of their biology. *Notes from the Mammal Society* 24:469-474.
- Falcucci A., Ciucci P., Maiorano L., Gentile L., Boitani L. 2009. Assessing habitat quality for conservation using an integrated occurrence-mortality model. *Journal of Applied Ecology* 46:600-609.
- Ferguson A.W., Currit N.A., Weckerly F.W. 2009. Isometric scaling in home-range size of male and female bobcats *Lynx rufus*. *Can. J. of Zoology* 87:1052-1060.
- Fernández-Duque E. 2003. Influences of moonlight, ambient temperature, and food availability on the diurnal and nocturnal activity of owl monkeys *Aotus azarai*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 54:431-440.
- Fernández-Duque E., de la Iglesia H., Erkert H.G. 2010. Moonstruck Primates: Owl Monkeys (*Aotus*) Need Moonlight for Nocturnal Activity in Their Natural Environment. *PLoS ONE* 5:e12572.
- Fernandez-Moran J. 2003. Aspectos veterinarios del programa de reintroducción de la nutria euroasiática *Lutra lutra*: hematología, anestesia y control de la respuesta de estrés. PhD Thesis. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Fernandez-Moran J., Molina L., Flamme G., Saavedra D., Manteca-Vilanova X. 2001a. Hematological and biochemical reference intervals for wild caught Eurasian otter from Spain. *Journal of wildlife diseases* 37:159-163.
- Fernandez-Moran J., Perez E., Sanmartin M., Saavedra D., Manteca-Vilanova X. 2001b. Reversible immobilization of Eurasian otters with a combination of ketamine and medetomidine. *J. Wildlife Dis.* 37:561-565.
- Ferreras P., Delibes M., Palomares F., Fedriani J., Calzada J., Revilla E. 2004. Proximate and ultimate causes of dispersal in the Iberian lynx *Lynx pardinus*. *Behavioral Ecology* 15:31-40.
- Fieberg J., Matthiopoulos J., Hebblewhite M., Boyce M.S., Frair J.L. 2010. Correlation and studies of habitat selection: problem, red herring or opportunity? *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365:2233-2244.
- Filipe A.F., Cowx I.G., Collares-Pereira M.J. 2002. Spatial modelling of freshwater fish in semi-arid river systems: a tool for conservation. *River Research and Applications* 18:123-136.
- Filipe A.F., Marques T.A., Seabra S., Tiago P., Ribeiro F., Moreira Da Costa L., Cowx I.G., Collares-Pereira M.J. 2004. Selection of priority areas for fish conservation in Guadiana River Basin, Iberian Peninsula. *Conservation Biology* 18:189-200.

- Finlayson G.R., Vieira E.M., Priddel D., Wheeler R., Bentley J., Dickman C.R. 2008. Multi-scale patterns of habitat use by re-introduced mammals: A case study using medium-sized marsupials. *Biological Conservation* 141:320-331.
- Fonseca V.C. 2010. Parentesco e padrões sócio espaciais da lontra euro-asiática *Lutra lutra* em um ambiente mediterrânico. Ms Thesis. Universidade de Évora.
- Fortin D., Fortin M.-E., Beyer H.L., Duchesne T., Courant S., Dancose K. 2009. Group-size-mediated habitat selection and group fusion-fission dynamics of bison under predation risk. *Ecology* 90: 2480-2490.
- Foster-Turley P., Macdonald S., Mason C. eds. 1990. Otters. An Action Plan for their Conservation. IUCN/SSC Otter Specialist Group.
- Frair J.L., Nielson S.E., Merrill E.H., Lele S.R., Boyce M.S., Munro R.H.M., Stenhouse G.B., Beyer H.L. 2004. Removing GPS collar bias in habitat selection studies. *J Appl Ecol* 41:201-212.
- Frair J.L., Fieberg J., Hebblewhite M., Cagnacci F., De Cesare N.J., Pedrotti L. 2010. Resolving issues of imprecise and habitat-biased locations in ecological analyses using GPS telemetry data. *Philos T Roy Soc B* 365:2187-2200.
- Frantz A.C., Hamman J., Klein F. 2008. Fine-scale genetic structure of red deer *Cervus elaphus* in a French temperate forest. *European Journal of Wildlife Research* 54:44-52.
- Fredsted T., Pertoldi C., Schierup M.H., Kappeler P.M. 2005. Microsatellite analyses reveal fine-scale genetic structure in grey mouse lemurs *Microcebus murinus*. *Molecular Ecology* 14:2363-72.
- Fredsted T., Schierup M.H., Groeneveld L.F., Kappeler P.M. 2007. Genetic structure, lack of sex-biased dispersal and behavioral flexibility in the pair-living fat-tailed dwarf lemur, *Cheirogaleus medius*. *Behav Ecol Sociobiol* 61:943-954.
- Gaillard J.M., Hebblewhite M., Loison A., Fuller M., Powell R., Basille M., Van Moorter B. 2010. Habitat-performance relationships: finding the right metric at a given spatial scale. *Philos Trans R Soc B* 365:2255-2265.
- Gallant D., Vasseur L., Bérubé C.H. 2007. Unveiling the limitations of scat surveys to monitor social species: a case study on river otters. *Journal of Wildlife Management* 71:258-265.
- Gallant D., Vasseur L., Dumond M., Tremblay E., Bérubé C.H. 2009. Habitat selection by river otters (*Lontra canadensis*) under contrasting land-use regimes *Canadian Journal of Zoology* 87:422-432.
- Gallerani Lawson E.J. and A.R. Rodgers. 1997. Differences in home-range size computed in commonly used software programs. *Wildlife Society Bulletin* 25:721-729.

- Gannon W.L., Sikes R.S., and the Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2007. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 88:809-823.
- García De Leaniz C., Forman D.W., Davies S., Thomson A. 2006. Non-intrusive monitoring of otters *Lutra lutra* using infrared technology. *Journal of Zoology* 270:577-584.
- García P., Arévalo V., Mateos I. 2009. Using sightings for estimating population density of Eurasian otter (*Lutra lutra*): a preliminary approach with Rowcliffe et al's model. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 26:50-59.
- Garshelis D.L. 2000. Delusions in Habitat Evaluation. In: *Research techniques in animal ecology. Controversies and consequences.* Boitani L. and T.K. Fuller eds. Columbia University Press, New York: pp. 111-164.
- Garshelis D.L. 2001. Misconceptions, misleading jargon, and ironies regarding bear populations. Invited paper for the 2001 Intl. Bear Biol. Assoc. Meeting.
- Garshelis D.L. and M.R. Pelton. 1980. Activity of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Mammalogy* 61:8-19.
- Gasith A. and V. Resh. 1999. Streams in mediterranean climate regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 30:51-81.
- Gau R.J., Mulder R., Ciarniello L.J., Heard D.C., Chetkiewicz C.L.B., Boyce M., Munro R., Stenhouse G., Chruszcz B., Gibeau M.L., Milakovic B., Parker K.L. 2004. Uncontrolled field performance of Televilt GPS-Simplex TM collar on grizzly bears in western and northern Canada. *Wildlife Soc B* 33:693-701.
- Gautestad A.O. and I. Mysterud. 1995. The home range ghost. *Oikos* 74:195-204.
- Gautestad A.O. and I. Mysterud. 2010. Spatial memory, habitat auto-facilitation and the emergence of fractal home range patterns. *Ecological Modelling.* 221:2741-2750.
- Gehring T.M. and R.K. Swihart. 2004. Home range and movements of long-tailed weasels in a landscape dominated by agriculture. *Journal of Mammalogy* 85:77-86.
- Gehrt S.D. and E.K. Fritzell. 1998. Resource distribution, female home range dispersion and male spatial interactions: group structure in a solitary carnivore. *Animal Behavior* 55:1211-1227.
- Gehrt S.D. and L.B. Fox. 2004. Spatial Patterns and Dynamic Interactions among Raccoons in Eastern Kansas. *The Southwestern Naturalist* 49:101-121.
- Gelatt T.S., Siniff D.B., Estes J.A. 2002. Activity patterns and time budgets of the declining sea otter population at Amchitka Island, Alaska. *Journal of Wildlife Management* 66:29-39.

- Genovesi 1993. Strategie di sfruttamento delle risorse e struttura sociale della faina (*Martes foina* Erxleben 1777) in ambiente forestale e rurale. PhD thesis in Italian. University of Roma 'La Sapienza'. Italy.
- Genovesi P. and L. Boitani 1997. Day resting sites of the stone marten. *Hystrix* 9:75-78.
- Genovesi P., Sinibaldi I., Boitani L. 1997. Spacing patterns and territoriality of the stone marten. *Can. J. Zool.* 75:1966-1971.
- Getz W.M., Fortmann-Roe S., Cross P., Lyons A.J., Ryan S.J., Wilmer C.C. 2007. LoCoH: nonparameteric kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions. *PLoS ONE* 2:e207.
- Gherardi F., Tricarico E., Ilhéu M. 2002. Movement patterns of an invasive crayfish, *Procambarus clarkii*, in a temporary stream of southern Portugal. *Ethology Ecology e Evolution* 14:183-197.
- Gillies C.S., Hebblewhite M., Nielsen S.E., Krawchuk M.A., Aldridge C.L., Frair J.L., Saher D.J., Stevens C.E., Jerde C.L. 2006. Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology* 75:887-898.
- Gittleman J.L. 1986. Carnivore brain size, behavioral ecology, and phylogeny. *J Mammal* 67:23-36.
- Gittleman J.L. ed. 1989. Carnivore group living: comparative trends, In: *Carnivore Behaviour, Ecology and Evolution* Vol.1 pp. 183-207. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Gittleman J.L. and P.H. Harvey. 1982. Carnivore homerange size, metabolic needs and ecology. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 10:57-63.
- Giuggioli L., Potts J.R., Harris S. 2011. Animal Interactions and the Emergence of Territoriality. *PLoS Comput Biol* 7: e1002008. doi:10.1371/journal.pcbi.1002008.
- Glenn J.L.W., Civitello D.J., Lance S.L. 2009. Multiple paternity and kinship in the gray fox *Urocyon cinereoargenteus*. *Mammalian Biology* 74:394-402.
- Godinho F.N., Ferreira M.T., Portugal e Castro M.I. 1998. Fish assemblage composition in relation to environmental gradients in Portuguese reservoirs. *Aquatic Living Resources* 11:325-334.
- Godvik I.M.R., Loe L.E., Vik J.O., Veiberg V., Langvatn R., Mysterud A. 2009. Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology* 90:699-710.
- Gomes L., Grilo C., Silva C., Mira A. 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Research* 24:355-370.

- Gompper M.E. and R.K. Wayne. 1996. Genetic relationships among individuals within carnivore societies. In: *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution* Vol. 2 (Ed. by J. L. Gittleman). pp. 429–452. Ithaca, New York: Cornell University Press.
- Gompper M.E., Gittleman J.L., Wayne R.K. 1998. Dispersal, philopatry and genetic relatedness in a social carnivore: comparing males and females. *Molecular Ecology* 7:157-163.
- Gonçalves da Silva A. 2007. Causes of spatial genetic structure in mammals. A case study in the Atlantic Forest, Brazil. PhD Thesis, Columbia University.
- Gorman M.L. and B.J. Trowbridge. 1989. Role of Odor in the Social Lives of Carnivores. In: Gittleman, J.L. ed. *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*, vol. 1. Cornell University Press, Ithaca 57-88 pp.
- Gorman T.A., Erb, J.D., McMillan B.R., Martin D.J. 2006. Space use and sociality of river otters *Lontra canadensis* in Minnesota. *Journal of Mammalogy* 87:740-747.
- Gosling L.M. and S.C. Roberts. 2001a. Scent-Marking by Male Mammals: Cheat-Proof Signals to Competitors and Mates. *Advances in the Study of Animal Behaviour* 30: 169-217.
- Goszczyński J., Juszko S., Pacia A., Skoczyńska J. 2005. Activity of badgers (*Meles meles*) in Central Poland. *Mammalian Biology* 1:1-11.
- Graves T.A. and J.S. Waller. 2006. Understanding the causes of missed global positioning system telemetry fixes. *J Wildlife Manage* 70:844-851.
- Green J., Green R., Jefferies D.J. 1984. A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on a Perthshire river system. *Lutra* 27:85-145.
- Greenwood P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28:1140-1162.
- Gregory S., Boyer K., Gurnell A.M. 2003. *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society. Bethesda. USA.
- Griffin S.C., Griffin P.C., Taper M.L., Mills L.S. 2009. Marmots on the Move? Dispersal in a Declining Montane Mammal. *Journal of Mammalogy* 90:686-695.
- Grigione M., Beier P., Hopkins R.A., Neal D., Padley W.D., Schonewald C.M., Johnson M.L. 2002. Ecological and allometric determinants of home range size for mountain lions (*Puma concolor*). *Anim. Conserv.* 5:317-324.
- Grilo C., Bissonette J., Santos-Reis M. 2008. Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* 17:1685-1699.
- Groom M.J. 2006. Threats to Biodiversity. In: *Principles of Conservation Biology* III Edition. Groom M.J., Meffe G. K., Carroll C.R. eds., Sinauer Associates, Inc.

- Groom M.J. and C.H. Vynne. 2006. Habitat Degradation and Loss. In: Principles of Conservation Biology III Edition. Groom M.J., Meffe G.K., Carroll C.R. eds., Sinauer Associates, Inc.
- Gruber B., Reineking B., Calabrese J.M., Kranz A., Poledníková K., Poledník L., Klenke R., Valentin A., Henle K. 2007. A new method for estimating visitation rates of cryptic animals via repeated surveys of indirect signs. *Journal of Applied Ecology* 45:728-735.
- Grumbine R.E. 1992. *Ghost Bears: Exploring the Biodiversity Crisis*. Island Press.
- Guter A., Dolev A., Saltz D., Kronfeld-Schor N. 2008. Using videotaping to validate the use of spraints as an index of Eurasian otter (*Lutra lutra*) activity. *Ecological Indicators* 8:462-465.
- Guter A., Dolev A., Saltz D., Kronfeld-Schor N. 2009. On otter spraints, the advancement of science, and analogies: A reply to Calzada et al. Book review. *Ecol. Indicat.* doi: 10.1016/j.ecolind.2009.06.011.
- Hájková P., Zemanová B., Bryja J., Hájek B., Roche K., Tkadlec E., Zima J. 2006. Factors affecting success of PCR amplification of microsatellite loci from otter faeces. *Molecular Ecology Notes* 6: 559-562.
- Hájková P., Zemanová B., Roche K., Hájek B. 2009. An evaluation of field and noninvasive genetic methods for estimating Eurasian otter population size. *Conserv. Genet.* 10:1667-1681.
- Halle S. 2000. Ecological Relevance of Daily Activity Patterns. In: *Activity patterns in small mammals: an ecological approach*. Springer-Verlag. Berlin.
- Halle S. and N.C. Stenseth. eds. 2000. *Activity patterns in small mammals: an ecological approach*. Springer-Verlag. Berlin.
- Hamilton W.D. and R.M. May. 1977. Dispersal in stable habitats. *Nature* 269:578-581.
- Hansen M.C. and R.A. Riggs. 2008. Accuracy, Precision, and Observation Rates of Global Positioning System Telemetry Collars. *J Wildlife Manage* 72:518-526.
- Hanski I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87:209-219.
- Hanski I. and C.D. Thomas. 1994. Metapopulation dynamics and conservation: a spatially explicit model applied to butterflies. *Biol. Conserv.* 68:167-180.
- Hanski I. and O.E. Gaggiotti eds. 2004. *Ecology, Genetics, and Evolution of Metapopulations*. 696 p. Academic Press, San Diego, USA.
- Hanson K.C., Arrosa S., Hasler C.T., Suski C.D., Philipp D.P., Niezgoda G., Cooke S.J. 2008. Effects of lunar cycles on the activity patterns and depth use of a temperate sport fish, the largemouth bass, *Micropterus salmoides*. *Fisheries Management and Ecology* 15:357-364.

- Hardy O.J. and X. Vekemans. 2002. SPAGeDi: a versatile computer program to analyse spatial genetic structure at the individual or population levels. *Molecular Ecology Notes* 2:218-620.
- Hargrove W.W., Hoffman F.M., Efronson R.A. 2004. A practical map-analysis tool for detecting potential dispersal corridors. *Landscape Ecology* 20:361-373.
- Harris S., Cresswell W.L., Forde P.G., Trehella W.L., Woollard T., Wray S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data. A review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal review* 20:97-123.
- Harris L.D. and J. Scheck. 1991. From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. Pages 189-220 In: Saunders D.A. and R.J. Hobbs eds. *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty e Sons Pty Limited, Chipping Norton.
- Hartman G.F. and J.C. Scrivener. 1990. Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia. *Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* 223.
- Hauer S., Ansorge H., Zinke O. 2002. Mortality patterns of otters *Lutra lutra* from eastern Germany. *Journal of Zoology* 256:361-368.
- Hayward M.W. and G.J. Hayward. 2007. Activity patterns of reintroduced lion *Panthera leo* and spotted hyaena *Crocuta crocuta* in the Addo Elephant National Park, South Africa. *Afr J Ecol* 45:135-141.
- Hazlitt S. L., Eldrige M. D. B., Goldizen A. W. 2004. Fine-scale spatial genetic correlation analyses reveal strong female philopatry within a brush-tailed rockwallaby colony in southeast Queensland. *Molecular Ecology* 13:3621-3632.
- Heard D.C., Ciarniello L.M., Seip D.R. 2008. Grizzly Bear Behavior and Global Positioning System Collar Fix Rates. *J Wildlife Manage* 72:596-602.
- Hebblewhite M. and D.T. Haydon. 2010. Distinguishing technology from biology: a critical review of the use of GPS telemetry data in ecology. *Philos T Roy Soc B* 365:2303-2312.
- Heggberget T.M. 1984. Age determination in the European otter *Lutra lutra lutra*. *Z. Säugetierk* 49: 299-305.
- Heggberget T.M. 1988. Reproduction in the Female European Otter in Central and Northern Norway. *Journal of Mammalogy* 69:164-167.
- Heggberget T.M. 2005. Otters and Roads. In: *European Otter Workshop*, Poster presentation. Teggiano-Padula, Italy.
- Heggberget T.M. and H. Christensen. 1994. Reproductive timing in Eurasian otters on the coast of Norway. *Ecography* 17:339-348.

- Hemson G., Johnson P., South A., Kenward R., Ripley R., Macdonald D.W. 2005. Are kernels the mustard? Data from global positioning system GPS collars suggests problems for kernel home range analyses with least-squares cross-validation. *Journal of Animal Ecology* 74:455-463.
- Hernández F., Kuvlesky Jr. W.P., De Young R.W., Brennan L.A., Gall S.A. 2006. Recovery of Rare Species: Case Study of the Masked Bobwhite. *Journal of Wildlife Management* 70:617-631.
- Hirzel A.H. and G. Le Lay. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* 45:1372-81.
- Hladík M., Kubečka J., Mrkvička T., Čech M., Draštík V., Frouzová J., Hohausová E., Matěna J., Matěnová V., Kratochvíl M., Peterka J., Prchalová M., Vašek M. 2008. Effects of the construction of a reservoir upon the fish assemblage in an inflow river. *Czech Journal of Animal Sciences* 53:537-547.
- Hobbs N.T., and T.A. Hanley. 1990. Habitat evaluation: do use/availability data reflect carrying capacity? *Journal of Wildlife Management* 54:515-522.
- Holden C. 2006. Inching Toward Movement Ecology. *Science* 313:779-782.
- Holmquist J.G., Schmidt-Gengenbach J.M., Yoshioka B.B. 1998. High Dams and Marine-Freshwater Linkages: Effects on Native and Introduced Fauna in the Caribbean. *Conservation Biology* 12:621-630.
- Holyoak M., Casagrandi R., Nathan R., Revilla E., Spiegel O. 2008. Trends and missing parts in the study of movement ecology. *PNAS* 105:19060-19065.
- Hooge P.N., Eichenlaub W.M., Solomon E.K. 2000. Using GIS to Analyze Animal Movements in the Marine Environment. Extension for ArcView GIS.
- Horne J.S., Garton E.O., Rachlow J.L. 2008. A synoptic model of animal space use: simultaneous estimation of home range, habitat selection, and inter/intra-specific relationships. *Ecol. Modell.* 214: 338-348.
- Hornocker M., Messick J., Melquist W. 1983. Spatial strategies in three species of Mustelidae. *Acta Zoologica Fennica* 174:185-188.
- Houston A.I. and J.M. McNamara 1994. Models of diving and data from otters - Comments. *J. Anim. Ecol.* 63:1004-1006.
- Howard W.E. 1960. Innate and Environmental Dispersal of Individual Vertebrates. *American Midland Naturalist* 63:152-161.

- Huang C.C., Hsu Y.C., Lee L.L., Li S.H. 2005. Isolation and characterization of tetramicrosatellite DNA markers in the Eurasian otter *Lutra lutra* Molecular Ecology Notes 5:314-31.
- Huck M., Frantz A.C., Dawson D.A., Burke T., Roper T.J. 2008. Low genetic variability, female-biased dispersal and high movement rates in an urban population of Eurasian badgers *Meles meles*. Journal of Animal Ecology 77:905-915.
- Hughes C. 1998. Integrating Molecular Techniques with Field Methods in Studies of Social Behavior: A Revolution Results. Ecology 79:383-399.
- Hughes J.J. and D. Ward 1993. Predation risk and distance to cover affect foraging behaviour in Namib desert gerbils. Anim. Behav. 46:1243-5.
- Hulbert. I. and J. French. 2001. The accuracy of GPS for wildlife telemetry and habitat mapping. J Appl Ecol 38:869-878.
- Hung C., Li S., Lee L. 2004. Faecal DNA typing to determine the abundance and spatial organisation of otters *Lutra lutra* along two stream systems in Kinmen. Animal Conservation 7:301-311.
- Hussain S.A. 1996. Group Size, Group Structure and Breeding in Smooth-Coated Otter *Lutra perspicillata* Geoffroy Carnivora, Mustelidae in National Chambal Sanctuary. India Mammalia 60: 289-297.
- Hutchison D.W. and A.R. Templeton. 1999. Correlation of pairwise genetic and geographic distance measures: Inferring the relative influences of gene flow and drift on the distribution of genetic variability. Evolution 53:1898-1914.
- Hutto R.L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. pp. 455–476 In: M. L. Cody, editor. Habitat selection in birds. Academic Press, New York, New York, USA.
- Hwang M.H. and D.L. Garshelis. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears in the Central Mountains of Taiwan. Journal of Zoology 271:203-209.
- Ilhéu M. 1991. Aspectos da ecologia trófica do lagostim vermelho da Luisiana (*Procambarus clarkii*). Tesi di Laurea. Università di Évora.
- Ilhéu M. 2004. Padroes de Uso de Habitat da Ictiofauna em Rios de Tipo Mediterraneo. Tese de doutoramento. Universidade de Évora. Évora.
- Ilhéu M., Acquistapace P., Benvenuto C., Gherardi F. 2003. Shelter use of the Red-swamp crayfish *Procambarus clarkii* in dry-season stream pools. Arch. Hydrobiologia 157:535-546.
- Illian J., Penttinen A., Stoyan H., Stoyan D. 2008. Statistical analysis and Modelling of Spatial Point Patterns. Wiley.

- Inag I.P. 2008. Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- Janečka J.E., Blankenship T.L., Hirth D.H. , Tewes M.E. , Kilpatrick C.W., Grassman L.I. 2006. Kinship and social structure of bobcats *Lynx rufus* inferred from microsatellite and radio-telemetry data. *Journal of Zoology* 269:494-501.
- Janssens X., Fontaine M.C., Michaux J.R., Libois R., de Kermabon J., Defourny P., Baret V. 2008. Genetic pattern of the recent recovery of European otters in southern France. *Ecography* 31:176-186.
- Jansson R., Nilsson C., Renofalt B. 2000. Fragmentation Of Riparian Floras In Rivers With Multiple Dams. *Ecology* 81:899-903.
- Jay C.V. and G.W. Garner 2002. Performance of a satellite-linked GPS on Pacific walruses (*Odobenus rosmarus divergens*). *Polar Biol* 25:235-237.
- Jêdrzejewska B., Sidorovich V.E., Pikulik M.M., Jêdrzejewski W. 2001. Feeding habits of the otter and the American mink in Bialowieza Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. *Ecography* 24:165-180.
- Jêdrzejewski W., Schmidt K., Okarma H., Kowalczyk R. 2002. Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland). *Annales Zoologici Fennici* 39:29-41.
- Jêdrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Jêdrzejewska B., Kowalczyk R. 2007. Territory size of wolves *Canis lupus*: linking local (Bialowieza Primeval Forest, Poland) and Holarctic-scale patterns. *Ecography* 30: 66-76.
- Jefferies D.J. 1986. The value of otter *Lutra lutra* surveying using spraints: an analysis of its successes and problems in Britain. *Otters, J. Otter Trust* 1:25-32.
- Jenkins D. 1980. Ecology of Otters in Northern Scotland I. Otter *Lutra lutra* Breeding and Dispersal in Mid-Deeside, Aberdeenshire in 1974-79. *The Journal of Animal Ecology* 49:713-735.
- Jenkins D. and G.O. Burrows 1980. Ecology of otters in Northern Scotland III. The use of faeces as indicators of otter (*Lutra lutra*) density and distribution. *Journal of Animal Ecology* 49:755-774.
- Jennrich R.I. and F.B. Turner. 1969. Measurement of non-circular home range. *J. Theoretical Biology* 22:227-237.

- Jiménez J. and J. Lacomba. 1991. The influence of water demands on otter (*Lutra lutra*) distribution in Mediterranean Spain. In: Proc. Vth Int. Otter Colloqu. Reuther C. and R. Rochert eds. Habitat 6:249-259.
- Johnes J.P. 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modeling approach. J. Hydrol. 183:323-349.
- Johnson D.H. 1980. The comparison of usage and availability measures for evaluating resource preference. Ecology 8:47-56.
- Johnson D.D.P., Macdonald D.W., Dickman A.J. 2000. An analysis and review of models of the sociobiology of the Mustelidae. Mammal Review. 30:171-196.
- Johnson D., Macdonald D.W., Kays R.W., Blackwell P. 2003a. Response to Revilla, and Buckley and Ruxton: the resource dispersion hypothesis. TREE 18:381-382.
- Johnson D. and D.W. Macdonald. 2003b. Sentenced without trial: reiling and reamping the Resource Dispersion Hypothesis. Oikos 101:433-43.
- Johnson C.A., Fryxell J.M., Thompson I.D., Baker J.A. 2009. Mortality risk increases with natal dispersal distance in American martens. Proceedings of The Royal Society / Biological Sciences 276:3361-7.
- Johnson S., Mengersen K., de Waal A., Marnewick K., Cilliers D., Houser A.M., Boast L. 2010. Modelling cheetah relocation success in southern Africa using an Iterative Bayesian Network Development Cycle. Ecological Modelling 221:641-651.
- Kalinowski S.T., Wagner A.P., Taper M.L. 2006. ML-Relate: a computer program for maximum likelihood estimation of relatedness and relationship. Molecular Ecology Notes 6:576-579.
- Kalz B., Jewgenow K., Fickel J. 2006. Structure of an otter (*Lutra lutra*) population in Germany – results of DNA and hormone analyses from faecal samples. Mammalian Biology 71:321-335.
- Kappeler P.M. and C.P. van Schaik. 2002. Evolution of Primate Social Systems. International Journal of Primatology 23:707-740.
- Karant K.U. and M.E. Sunquist 2000. Behavioural correlates of predation by tiger (*Panthera tigris*), leopard (*Panthera pardus*) and dhole (*Cuon alpinus*) in Nagarahole, India. J. Zool. 250:255-265.
- Kauhala K., Holmala K., Schregel J. 2007. Seasonal activity patterns and movements of the raccoon dog, a vector of diseases and parasites, in southern Finland. Mammalian Biology 72:342-353.

- Kays R.W., Gittleman J., Wayne R. 2000. Microsatellite analysis of kinkajou social organization. *Molecular Ecology* 9:743-751.
- Kean E.F., Müller C.T., Chadwick E.A. 2011. Otter Scent Signals Age, Sex, and Reproductive Status. *Chem. Senses* doi: 10.1093/chemse/bjr025.
- Keating K.A. and S. Cherry. 2009. Modeling utilization distributions in space and time. *Ecology* 90:1971-1980.
- Kelt D.A. and D.H. Van Vuren. 2001. The Ecology and Macroecology of Mammalian Home Range Area. *The American Naturalist* 157:637-645.
- Kemp T.S. 1982. Mammal-like reptiles and the origin of mammals. Academic Press. London.
- Kenward R. 2001. A Manual for Wildlife Radio Tagging. Academic Press. San Diego.
- Kenward R.E., Rushton S.P., Perrins C.M., Macdonald D.W., South A.B. 2002. From marking to modelling: dispersal study techniques for land vertebrates. In: Bullock J.M., Kenward R.E., Hails R.S. eds. *Dispersal Ecology*: 50-71. Oxford: Blackwell.
- Kernohan B.J., Gitzen R.A., Millspaugh J.J. 2001. Analysis of Animal Space Use and Movements. In: Millspaugh J.J. and J.M. Marzluff eds. *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press. San Diego.
- Kie J.G., Matthiopoulos J., Fieberg J., Powell R.A., Cagnacci F., Mitchell M.S., Gaillard J.M., Moorcroft P.R. 2010. The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? *Phil. Trans. R. Soc. B.* 365:2221-2231.
- King C.M. 1975. The home range of the weasel *Mustela nivalis* in an English woodland. *J Anim Ecol* 44:639-668.
- Kissui B.M. and C. Parker. 2004. Top-down population regulation of a top predator: lions in the Ngorongoro Crater. *Proc. R. Soc. Lond. B* 271:1867-1874.
- Koelewijn H.P., Perez-Haro M., Jansman H.A.H., Boerwinkel M., Bovenschen J., Lammertsma D.R., Niewold F.J.J., Kuiters A.T. 2010. The reintroduction of the Eurasian otter *Lutra lutra* into the Netherlands: hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. *Conservation Genetics* 11:601-614.
- Koenig W.D., Van Vuren D., Hooge P.N. 1996. Detectability, philopatry, and the distribution of dispersal distances in vertebrates. *TREE* 11:514-517.
- Kojola I., Kaartinen S., Hakala A., Heikkinen S., Voipio H.M. 2009. Dispersal Behavior and the Connectivity Between Wolf Populations in Northern Europe. *Journal of Wildlife Management* 73:309-313.
- Kokko H. and A. López-Sepulcre. 2006. From individual dispersal to species ranges: Perspectives for a changing world. *Science* 313:789-791.

- Kolbe J.A. and J.R. Squires. 2007. Circadian activity patterns of Canada lynx in western Montana. *Journal of Wildlife Management* 71:1607-1611.
- Komdeur J. and C. Deerenberg. 1997. The importance of social behavior studies for conservation. In: Clemmons J.R. et al. eds. *Behavioral approaches to conservation in the wild*. Cambridge: Cambridge University Press pp. 262-276.
- Kononcy M.J. 1987. Food habits and energetics of feral house cats in Galapagos islands. *Oikos* 50:24-32.
- Kozel S.J. and W.A. Hubert. 1989. Factors influencing the abundance of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in forested mountain streams. *Journal of Freshwater Ecology* 5:113-122.
- Kramer-Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Breitenmoser U. 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41:711-723.
- Krebs J.R. and N.B. Davies. 2002. *Ecologia e comportamento animale*. Bollati Boringhieri ed. Torino.
- Kretschmer E.J., Olsen J.B., Wenburg J.K. 2009. Characterization of eight microsatellite loci in Sea Otter, *Enhydra lutris*, and cross-species amplification in other *Mustelidae*. *Conservation Genetics* 10:775-777.
- Kruuk H. 1989. *The social badger*. Oxford University Press. Oxford, UK.
- Kruuk H. 1992. Scent marking by otters (*Lutra lutra*): signalling the use of resources. *Behavioral Ecology* 3:133-140.
- Kruuk H. 1995. *Wild otters - Predation and populations*. Oxford University Press. Oxford.
- Kruuk H. 2006. *Otters - ecology, behaviour and conservation*. Oxford University Press. 265 pp.
- Kruuk H. and D.W. Macdonald. 1985. Group territories of carnivores: empires and enclaves. - In: Sibly R.M. and R.H. Smith eds. *Behavioural ecology: ecological consequences of adaptive behaviour*. Blackwell pp. 521-536.
- Kruuk H., Conroy J.W.H., Glimmerveen U., Ouwkerk E.J. 1986. The use of spraints to survey populations of otters *Lutra lutra*. *Biol. Conserv.* 35:187-194.
- Kruuk H. and J.W.H. Conroy 1987. Surveying otter *Lutra lutra* populations: a discussion of problems with spraints. *Biol. Conserv.* 41:179-183.
- Kruuk H., Conroy J.W.H., Moorhouse A. 1987. Seasonal reproduction, mortality and food of otters *Lutra lutra* L. in Shetland. *Symposia of the Zoological Society of London* 58:263-278.

- Kruuk H., Moorhouse A., Conroy J.W.H., Durbin L., Frears S. 1989. An Estimate of Numbers and Habitat Preferences of Otters *Lutra lutra* in Shetland, UK. *Biological Conservation* 49:241-254.
- Kruuk H. and A. Moorhouse. 1990. Seasonal and spatial differences in food selection by otters *Lutra lutra* in Shetland. *Journal of Zoology* 221:621-637.
- Kruuk H. and A. Moorhouse. 1991. The spatial organization of otter *Lutra lutra* in Shetland. *J. Zool. Lond.* 224:41-57.
- Kruuk H., Conroy J.W.H., Moorhouse A. 1991. Recruitment to a population of otters *Lutra lutra* in Shetland, in relation to fish abundance. *Journal of Applied Ecology* 28:95-101.
- Kruuk H., Carss D., Conroy J., Durbin L. 1993. Otter *Lutra lutra* L. numbers and fish productivity in rivers in North-East Scotland *Symposia of the Zoological Society of London* 65:171-191.
- Kruuk H., Taylor P.T., Mom G.A.T. 1997. Body temperature and foraging behaviour of the Eurasian otter *Lutra lutra*, in relation to water temperature. *Journal of Zoology* 241:689-697.
- Kuntzsch V. and J.A.J. Nel. 1990. Possible thermoregulatory behaviour in Giraffa camelopardalis. *Zeitung Säugetierkunde* 55:60-62.
- Kusak J., Skrbinšek A.M., Huber D. 2005. Home ranges, movements, and activity of wolves (*Canis lupus*) in the Dalmatian part of Dinarids, Croatia. *Eur J Wildl Res* 51:254-262.
- Laidre K.L., Jameson R.J., Gurarie E., Jefferies S.J., Allen H. 2009. Spatial habitat use patterns of sea otters in coastal Washington. *Journal of Mammology* 90:906-917.
- Lake P.S., Bond N., Reich P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52:597-615.
- Lambin X., Aars J., Pieltney S.B. 2001. Dispersal, intraspecific competition and kin facilitation: a review of the empirical evidence. In: *Dispersal J., Clobert E., Danchin A., Dhondt A., Nichols J.D., eds.. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.*
- Lamothe P.J., Gallagher M., Chivers D.P., Moring J.R. 2000. Homing and movement of yellow-phase American eels in freshwater ponds. *Environmental Biology of Fishes* 58:393-399.
- Lannoo M. Ed. 2005. *Amphibian Declines – The Conservation Status of United States Species.* University of California Press. pp. 1094.
- Lanszki J. and Kormendi S. 1996. Otter diet in relation to fish availability in a fish pond in Hungary. *Acta theriologica* 41:127-136.
- Lanszki J., Hidas A., Szentes K., Révay T., Lehoczky I., Weiss S. 2008. Relative spraint density and genetic structure of otter (*Lutra lutra*) along the Drava River in Hungary. *Mammalian Biology* 73:40-47.

- Lariviere S. 1999. *Lontra longicaudis*. Mammalian Species 609:1-5.
- Lawson Handley L.J. and N. Perrin. 2007. Advances in our understanding of mammalian sex-biased dispersal. *Molecular Ecology* 16:1559-1578.
- Leblanc F.A., Gallant D., Vasseur L. and Léger L. 2007. Unequal summer use of beaver ponds by river otters: influence of beaver activity, pond size, and vegetation cover. *Can. J. Zool.* 85:774-782.
- Lee R. and D.E. Samuel. 1976. Some thermal and biological effects of forest cutting in West Virginia. *Journal of Environmental Quality* 5:362-366.
- Lehman N., Clarkson P., Mech L.D., Meier T.J., Wayne R.K. 1992. A study of the genetic relationships within and among wolf packs using DNA fingerprinting and mitochondrial DNA. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 30:83-94.
- Lehmann L. and N. Perrin. 2003. Inbreeding Avoidance through Kin Recognition: Choosy Females Boost Male Dispersal. *The American Naturalist* 162:638-652.
- Leopold A. 1953. *Round River: From the Journals of Aldo Leopold*. Oxford University Press.
- Leuchtenberger C. and G. Mourao. 2008. Social Organization and Territoriality of Giant Otters *Carnivora: Mustelidae* in a Seasonally Flooded Savanna in Brazil. *Sociobiology* 52:257-270.
- Levey D.J. and F.G. Stiles. 1992. Evolutionary precursors of long-distance migration: resource availability and movement patterns in Neotropical landbirds. *American Naturalist* 140:447-476.
- Levins R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15:237-240.
- Levins R. 1970. Extinction. pp. 77-107. In Gesternhaber M. ed., *Some Mathematical Problems in Biology*. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island.
- Lewis J.S., Rachlow J.L., Garton E.O., Vierling L.A. 2007. Effects of habitat on GPS collar performance: using data screening to reduce location error. *J Appl Ecol* 44:663-671.
- Lind A.J., Welsh Jr H.H., Wilson R.A. 1996. The effects of a dam on breeding habitat and egg survival of the foothill yellow-legged frog (*Rana boylei*) in northwestern California. *Herpetological Review* 27:62-67.
- Lindstedt S.L., Miller B.J., Buskirk S.W. 1986. Home range, time and body size in mammals. *Ecology* 67:413-418.
- Litvaitis J.A., Sherburne J.A., Bissonette J.A. 1986. Bobcat habitat use and home range size in relation to prey density. *Journal of Wildlife Management* 50:110-117.
- Lodé T. 1993. The decline of otter *Lutra lutra* populations in the region of the Pays de Loire, western France. *Biol. Conserv* 65:9-13.

- Lodé T. 1995. Activity pattern of polecats *Mustela putorius* L. in relation to food habits and prey activity. *Ethology* 100:295-308.
- López-Bao J.V., Palomares F., Roidríguez A., Delibes M. 2010. Effects of food supplementation on home-range size, reproductive success, productivity and recruitment in a small population of Iberian lynx. *Anim. Conserv.* 13:35-42.
- López-Sepulcre A. & H. Kokko. 2005. Territorial defense, territory size and population regulation. *American Naturalist* 166:317-329.
- Lott D.F. 1991. Intraspecific variation in the social systems of wild vertebrates. Cambridge: University Press. 238 pp.
- Lovari S., Sforzi A., Scala C., Fico R. 2007. A wolf in the hand is worth two in the bush: a response to Ciucci *et al.* (2007). *Journal of Zoology* 273:128-130.
- Lovari S., Boesi R., Minder I., Mucci N., Randi E., Dematteis A., Ale S.B. 2009. Restoring a keystone predator may endanger a prey species in a human-altered ecosystem: the return of the snow leopard to Sagarmatha National Park. *Animal Conservation* 12:559-570.
- Loveridge A.J., Valeix M., Davidson Z., Murindagomo F., Fritz H., Macdonald D.W. 2009. Changes in home range size of African lions in relation to pride size and prey biomass in a semi-arid savanna. *Ecography* 32:953-962.
- Lowrance R.R., Todd R.L., Fail J., Hendrickson O., Leonard R., Asmussen L.E. 1984. Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds. *Bioscience* 34:374-377.
- Loy A., Carranza M.L., Cianfrani C., D'Alessandro E., Bonesi L., Di Marzio P., Minotti M., Reggiani G. 2009. Otter *Lutra lutra* population expansion: assessing habitat suitability and connectivity in southern Italy. *Folia Zool.* 58:309-326.
- Lucas M.C. and E. Batley. 1996. Seasonal Movements and Behaviour of Adult Barbel *Barbus barbus*, a Riverine Cyprinid Fish: Implications for River Management. *Journal of Applied Ecology* 33:1345-1358.
- Lucas M.C. and P.A. Fear. 1997. Effects of a Flow-Gauging Weir on the Migratory Behaviour of Adult Barbel, a Riverine Cyprinid. *Journal of Fish Biology* 50:382-396.
- Lucherini M., Reppucci J.I., Walker R.S., Villalba M.L., Wursten A., Gallardo G., Iriarte A., Villalobos R., Perovic P. 2009. Activity pattern segregation of carnivores in the High Andes. *Journal of Mammalogy* 90:1404-1409.
- Luksiene D. and H. Svedäng. 1997. A review on fish reproduction with special reference to temperature anomalies. *Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, Öregrund*, 35 pp.
- Macdonald S.M., Mason C.F., Coghill I.S. 1978. The otter and its conservation in the River Teme catchment. *Journal of Applied Ecology* 15:373-384.

- Macdonald D.W. 1980a. Patterns of Scent Marking with Urine and Faeces Amongst Carnivore Communities. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 45:107-139.
- Macdonald D.W. 1980b. Social factors affecting reproduction amongst red foxes. In: E.Zimen ed. *The red fox: symposium on behaviour and ecology*, pp. 123-175. Junk, The Hague, Netherlands.
- Macdonald D. W. 1983. The ecology of carnivore social behaviour. *Nature*, London 301:379-384.
- Macdonald S.M. and C.F. Mason 1983. Some factors influencing the distribution of otters (*Lutra lutra*). *Mammal Review* 13:1-10.
- Macdonald S.M. and C.F. Mason. 1984: Otters in Morocco. *Oryx* 18:157-159.
- Macdonald S.M. and C.F. Mason. 1994: Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palaearctic. Council of Europe Press. *Nature and Environment* 67:1-54.
- Macdonald S.M. and C. Mason. 1990. Action Plan for European Otters. In: Foster-Turley P., Macdonald S., Mason C. eds.. *Otters - An Action Plan for their Conservation* pp 29-40.
- Macdonald D.W., Stewart P.D., Stopka P., Yamaguchi N. 2000. Measuring the dynamics of mammalian societies: an ecologist's guide to ethological methods. In: Boitani L. and Fuller T.K. eds. *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York. pp 332-388.
- Macdonald D. and S. Rushton 2003. Modelling space use and dispersal of mammals in real landscapes: a tool for conservation. *Journal of Biogeography* 30:607-62.
- Macdonald D.W., Newman C., Buesching C.D., Johnson P.J. 2008. Male-biased movement in a high-density population of the eurasian badger (*Meles meles*). *Journal of Mammalogy* 89:1077-1086.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Bailey L.L., Hines J.E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling*. Amsterdam: Academic Press.
- Magalhães M.F., Beja P., Canas C., Collares-Pereira M.J. 2002. Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Freshwater Biology* 47:1919-1934.
- Magalhães M.F., Beja P., Schlosser I.J., Collares-Pereira M.J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 52:1494-1510.
- Maher C.R. 2009a. Genetic relatedness and space use in a behaviorally flexible species of marmot, the woodchuck *Marmota monax*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 63:857-868.

- Maher C.R. 2009b. Effects of relatedness on social interaction rates in a solitary marmot. *Animal Behaviour* 78:925-933.
- Manly B., McDonald L., Thomas D. 1993. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- Manly B.F.J., McDonald L.L., Thomas D.L., McDonald T.L., Erickson W.P. 2002. Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies. II Edition. Norwell, Massachusetts: Kluwer Academic Publishers. pp. 221.
- Marcelli M., Fusillo R., Boitani L. 2003. Sexual segregation in the activity patterns of European polecats *Mustela putorius*. *Journal Zoology of London* 261:249-255.
- Marcelli M. 2006. Struttura spaziale e determinanti ecologici della distribuzione della lontra *Lutra lutra* L. in Italia. Sviluppo di modelli predittivi per l'inferenza ecologica e la conservazione. Tesi di Dottorato. Universita di Roma 'La Sapienza'.
- Martin J., Tolon V., Van Moorter B., Basille M., Calenge C. 2009. On the Use of Telemetry in Habitat Selection Studies. pp 19. In: *Telemetry: Research, Technology and Applications*. Nova Science Publishers Inc.
- Mason C.F. and S.M. Macdonald. 1986. Otters: ecology and conservation. Cambridge University Press.
- Mason C.F. and S.M. Macdonald 1987. The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. *Biol. Conserv.* 41:167-177.
- Mateus C.S., Quintella B.R., Almeida P.R. 2008. The critical swimming speed of Iberian barbel *Barbus bocagei* in relation to size and sex. *Journal of Fish Biology* 73:1783-1789.
- Matos H.M., Santos M.J., Palomares F., Santos-Reis M. 2009. Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodivers Conserv* 18:373-386.
- Mattei L., Antonucci A., Di Marzio M., Ronci D., Biondi M., Zuccarini R. 2005. Feasibility study and otter experimental release in Aterno-Pescara Basin Abruzzo: results and problems. *Proc. of the European Otter Workshop, Padula SA, Italy*, 38 pp.
- Matthews W.J. and E. Marsh-Matthews 2003. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology* 48:1232-1253.
- Matthiopoulos J. 2003. The use of space by animals as a function of accessibility and preference. *Ecological Modelling* 159:239-268.
- Matthiopoulos J., Hebblewhite M., Aarts G., Fieberg J. 2011. Generalized functional responses for species distributions. *Ecology* 92:583-589.

- Mattisson J., Andrén H., Persson J., Segerstrom P. 2010. Effects of Species Behavior on Global Positioning System Collar Fix Rates. *J Wildlife Manage* 74:557-563.
- Maynard Smith J and G.R. Price 1973. The logic of animal conflict. *Nature* 246:15-18.
- McCartney M.P., Sullivan C., Acreman M.C. 1999. Ecosystem Impacts of Large Dams. IUCN / UNEP / WCD 75 pp.
- McDonough C.M. 2000. Social Organization of Nine-Banded Armadillos *Dasyopus Novemcinctus* in a Riparian Habitat. *American Midland Naturalist* 144:139-151.
- McEachern M.B., Eadie J.M., Van Vuren D.H. 2007. Local genetic structure and relatedness in a solitary mammal, *Neotoma fuscipes*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 61:1459-1469.
- McLoughlin P.D., Morris D.W., Fortin D., Vander Wal E., Contasti A.L. 2010. Considering ecological dynamics in resource selection functions. *Journal of Animal Ecology* 79:4-12.
- McNab B.K. 1978. The evolution of endothermy in the phylogeny of mammals. *Am. Nat.* 112:1-21.
- McNab B.K. 1989. Basal Rate of Metabolism, Body Size, and Food Habits in the Order Carnivora. In: Gittleman, J.L. ed. *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*, vol. 1. Cornell University Press, Ithaca pp. 335-354.
- Mech L.D. 1970. *The wolf: the ecology and behaviour of an endangered species*. Natural History Press. Doubleday. New York.
- Mech L.D. 1983. *A Handbook Of Animal Radio-tracking*. Univ. of Minn. Press, Mpls. 108pp.
- Mech L.D. and S.M. Barber 2002. A critique of wildlife radio-tracking and its use in national parks. A report to the U.S. National Park Service.
- Mech L.D. and L. Boitani. 2003. Wolf social ecology. In *Wolves, Behavior, Ecology, and Conservation*: 1-34. Mech, L.D. and L. Boitani. eds. Chicago: Chicago University Press.
- Medina-Vogel G., Boher F., Flores G., Santibañez A., Soto-Azat C. 2007. Spacing Behavior of Marine Otters *Lontra Felina* in Relation To Land Refuges and Fishery Waste in Central Chile. *Journal of Mammalogy* 88:487-494.
- Meffe G.K., Nielsen L.A., Knight R.L., Schenborn D.A. eds. 2002. *Ecosystem Management: Adaptive, Community-Based Conservation*. Island Press.
- Meffe G.K., Groom M.J., Carroll C.R. 2006a. Ecosystem Approaches to Conservation: Responses to a Complex World. In: *Principles of Conservation Biology III Edition*. Groom M. J., Meffe G.K., Carroll C.R. eds., Sinauer Associates, Inc.
- Meffe G.K., Carroll C.R., Groom M.J. 2006b. What is Conservation Biology? In: *Principles of Conservation Biology III Edition*. Groom M.J., Meffe G.K., Carroll C.R. eds., Sinauer Associates, Inc.

- Melero Y., Palazón S., Revilla E., Martelo J., Gosálbez J. 2008. Space use and habitat preferences of the invasive American mink (*Mustela vison*) in a Mediterranean area. *Eur. J. Wildl. Res.* 54:609-617.
- Melquist W.E. and M.G. Hornocker. 1979. Methods and techniques for studying and censuring river otter populations. Forest, Wildlife, and Range Experiment Station, Technical Report 8, University of Idaho, Moscow, USA.
- Melquist W. and Hornocker M.G. 1983. Ecology of river otters in west central Idaho. *Wildlife Monographs* 83:3-60.
- Mesquita N., Coelho M.M., Filomena M.M. 2006. Spatial Variation in Fish Assemblages across small Mediterranean Drainages: Effects of Habitat and Landscape Context. *Environmental Biology of Fishes* 77:105-120.
- Meyer J.L., Sale M.J., Mulholland P.J., Poff N.L. 1999. Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *J. Am. Water Resources Assoc.* 35:1373-1386.
- Michelot J.L. and R. Bendelé. 1995: Statut de la loutre dans le bassin du Rhône et le Département de l'Ardèche. *Cah. Ethol.* 15:223-232.
- Milligan B.G. 2003. Maximum-likelihood estimation of relatedness. *Genetics* 163:1153-1167.
- Millsbaugh J. and J. Marzluff eds. 2001. Radio tracking and animal populations Academic Press San Diego.
- Minta S.C. 1992. Tests of Spatial and Temporal Interaction Among Animals. *Ecological Applications* 2:178-188.
- Mitchell M.S. And R.A. Powell. 2004. A mechanistic home range model for optimal use of spatially distributed resources. *Ecological Modelling* 177: 209-232.
- Mitchell M.S. And R.A. Powell. 2007. The optimal use of resources structures home ranges and spatial distribution of black bears. *Anim. Behav.* 74: 219–230.
- Mitchell M. S. and R.A. Powell. 2008. Estimated home ranges can misrepresent habitat relationships on patchy landscapes. *Ecological Modelling* 216:409-414.
- Mitchell-Jones A., Jefferies D.J., Twelves J., Green J., Green R. 1984. A practical system of tracking otters *Lutra lutra* using radiotelemetry and 65-Zn. *Lutra* 27:71-84.
- Mobæk R., Myrnerud A., Loe L.E., Holand Ø., Austrheim G. 2009. Density dependence and temporal variability in habitat selection by a large herbivore: an experimental approach. *Oikos* 118:209-218.
- Moen R., Pastor J., Cohen Y., Schwartz C.C. 1996. Effects of moose movement and habitat use on GPS collar performance. *J Wildlife Manage* 60:659-668.

- Mohr C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37:223-249.
- Moorcroft P.R., Lewis M.A., Crabtree R.L. 1999. Home range analysis using a mechanistic home range model. *Ecology* 80:1656-1665.
- Moorcroft P.R. and M.A. Lewis. 2006. Mechanistic Home Range Analysis. *Monographs in Population Biology* 43. Eds. Levin S.A. and H.S. Horn. Princeton University Press. pp 172.
- Moorcroft P.R. and A. Barnett. 2008. Mechanistic home range models and resource selection analysis: a reconciliation and unification. *Ecology* 89:1112-1119.
- Morales J.M., Moorcroft P.R., Matthiopoulos J., Frair J.L., Kie J.G., Powell R.A., Merrill E.H., Haydon D.T. 2010. Building the bridge between animal movement and population dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365:2289-2301.
- Morin P.A., Moore J.J., Chakraborty R., Jin L., Goodall J., Woodruff D.S. 1994. Kin Selection, Social Structure, Gene Flow, and the Evolution of Chimpanzees. *Science* 265:1193-1201.
- Morris D.W. 1987. Tests of density-dependent habitat selection in a patchy environment. *Ecological Monographs* 57:269-281.
- Morris D.W. and J.T. MacEachern. 2010. Active density-dependent habitat selection in a controlled population of small mammals. *Ecology* 91:3131-3137.
- Morrison M.L. 2002. *Wildlife restoration: techniques for habitat analysis and animal monitoring*. Society for Ecological Restoration. Island Press. pp 211.
- Mucci N., Arrendal J., Ansoerge H., Bailey M., Bodner M., Delibes M., Ferrando A., Fournier P., Fournier C., Godoy J.A., Hájková P., Hauer S., Heggberget T.M., Heidecke D., Kirjavainen H., Krueger H.-H., Kvaloy K., Lafontaine L., Lanszki J., Lemarchand C., Liukko U.-M., Loeschcke V., Ludwig G., Madsen A.B., Mercier L., Ozolins J., Paunovic M., Pertoldi C., Piriz A., Prigioni C., Santos-Reis M., Luis T. S., Stjernberg T., Schmid H., Suchentrunk F., Teubner J., Tornberg R., Zinke O., Randi E. 2010. Genetic diversity and landscape genetic structure of otter *Lutra lutra* populations in Europe. *Conservation Genetics* 11:583-599.
- Murray D.L., and M.R. Fuller. 2000. A critical review of the effects of marking on the biology of vertebrates In: Boitani L., and T.K. Fuller eds. *Research Techniques in Animal Ecology-Controversies and Consequences*, 2nd ed.: New York, NY, Columbia University Press, pp. 15-64.
- Myers N., Mittermeier R., Mittermeier C., Fonseca G., Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Mysterud A., and R.A. Ims. 1998. Functional responses in habitat use: Availability influences relative use in trade-off situations. *Ecology* 79:1435-1441.

- Naiman R.J., Décamps H., Pollock M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Application* 3:209-212.
- Naiman R.J. and H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Syst.* 28:621-658.
- Naiman R.J. and M.G. Turner 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecol. Appl.* 10:958-970.
- Naiman R.J. and J.J. Latterell. 2005. Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. *J. Fish Biol.* 67:166-185.
- Nathan R., Getz W.M., Revilla E., Holyoak M., Kadmon R., Saltz D., Smouse P.E. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *PNAS* 105:19052-19059.
- Ndubisi E., Demeo T., Ditto N.D. 1995. Environmentally sensitive areas: a template for developing greenway corridors. *Landscape and Urban Planning* 33:159-177.
- Nellemann C. 1996. Terrain selection by reindeer in late winter in central Norway. *Arctic* 9:339-347.
- Neu C.W., Byers C.R., Peek J.M. 1974. A Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. *Journal of Wildlife Management* 38:541-545.
- Neveu A. and M. Échaubard. 1975. La dérive estivale des invertébrés aquatique et terrestres dans une ruisseau du Massif-Central: la Couze Pavin. *Annales d'Hydrobiologie* 6:1-26.
- Neville H., Dunham J., Peacock M. 2006. Assessing connectivity in salmonid fishes with DNA microsatellite markers. In: Crooks, K.R., and M. Sanjayan eds. *Connectivity conservation*. New York, Cambridge University Press, pp 318-342.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M., Revenga C. 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* 308:405-408.
- Nolet B.A. and H. Kruuk. 1989. Grooming and resting of otters *Lutra lutra* in a marine habitat. *Journal of Zoology* 218:433-440.
- Noss R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience* 33:700-706.
- Noss R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355-364.
- Noss R.F. 1996. Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology and Evolution* 11:351.
- Noss R.F., Csuti B., Groom M.J. 2006. Habitat Fragmentation. In: *Principles of Conservation Biology III Edition*. Groom M. J., Meffe G. K., Carroll C. R. eds., Sinauer Associates, Inc.
- Nussbaum M.C. 1978. *Aristotle's De Motu Animalium*. Princeton Univ Press. Princeton, NJ.

- O'Donnell C.F.J. 2001. Home range and use of space by *Chalinolobus tuberculatus*, a temperate rainforest bat from New Zealand. *Journal of Zoology* 253:253-264.
- Oftedal, O.T. and J.L. Gittleman. 1989. Patterns of Energy Output during Reproduction in Carnivores. In: Gittleman, J.L. ed. *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*, vol. 1. Cornell University Press, Ithaca pp. 355-378.
- Ó Néill L., de Jongh A., Ozolins J., de Jong T., Rochford J. 2007. Minimizing Leg-Hold Trapping Trauma for Otters With Mobile Phone Technology. *Journal of Wildlife Management* 71:2776-2780.
- Ó Néill L., Wilson P., de Jongh A., De Jong T., Rochford J. 2008. Field techniques for handling, anaesthetising and fitting radio-transmitters to Eurasian otters *Lutra lutra*. *European Journal of Wildlife Research* 54:681-687.
- Ó Néill L., Veldhuizen T., de Jongh A., Rochford J. 2009. Ranging behaviour and socio-biology of Eurasian otters *Lutra lutra* on lowland mesotrophic river systems. *European Journal of Wildlife Research* 55:363-370.
- Ostfeld R.S., Ebensperg L., Klosterman L., Castilla J.C. 1989. Foraging, activity budget, and social behavior of the South American marine otter *Lutra felina* Molina 1782. *National Geographic Research* 5:422-438.
- Otero I., Boada M., Badia A., Pla E., Vayreda J., Sabaté S., Gracia C.A.,d, Peñuelas J. 2011. Loss of water availability and stream biodiversity under land abandonment and climate change in a Mediterranean catchment (Olzinelles, NE Spain). *Land Use Policy* 28:207-218.
- Ottaviani D., Cairns S.C., Oliverio M., Boitani L. 2006. Body mass as a predictive variable of home-range size among Italian mammals and birds. *Journal of Zoology* 269:317-330.
- Ottaviani D., Panzacchi M., Jonalasinio G., Genovesi P., Boitani L. 2009. Modelling semi-aquatic vertebrates' distribution at the drainage basin scale: The case of the otter *Lutra lutra* in Italy. *Ecological Modelling* 220:111-121.
- Owen-Smith N., Fryxell J.M., Merrill E.H. 2010. Foraging theory upscaled: the behavioural ecology of herbivore movement. *Phil. Trans. R. Soc. B* :365:2267-2278.
- Palomares F. and M. Delibes 1994. Spatio-temporal ecology and behavior of European genets in southwestern Spain. *J. Mamm.* 75:714-724.
- Palomares F. and M. Delibes. 2000. Mongooses, Civets and Genets - Carnivores in Southern Latitudes. In: Halle S. and N.C. Stenseth. eds. *Activity patterns in small mammals: an ecological approach*. Springer-Verlag. Berlin. pp 119-130.
- Panzacchi M., Genovesi P., Loy A. 2010. Piano d'Azione Nazionale per la Conservazione della Lontra *Lutra lutra*. MATTM - ISPRA 1-211.

- Patterson T.A., Basson M., Bravington M.V., Gunn J.S. 2008. Classifying movement behaviour in relation to environmental conditions using hidden Markov models. *Journal of Animal Ecology* 78:1113-1123.
- Peakall R., Ruibal M., Lindenmayer D.B. 2003. Spatial Autocorrelation Analysis offers new insights into gene flow in the Australian bush rat, *Rattus fuscipes*. *Evolution* 57:1182-1195.
- Peakall R., and P.E. Smouse. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6:288-295.
- Pedroso N., Santos-Reis M., Vasconcelos L. 2004. O Uso de Grandes Barragens pela Lontra no Alentejo. *Revista Biol. Lisboa* 22:211-224.
- Pedroso N.M. and M. Santos-Reis. 2006. Summer diet of Eurasian otters in large dams of south Portugal. *Hystrix* 17:117-128.
- Pedroso N.M., Sales-Luís T., Santos-Reis M. 2007. Use of Aguieira Dam by Eurasian otters in Central Portugal. *Folia Zool.* 56:365–377.
- Pedroso N.M. and M. Santos-Reis. 2009. Assessing otter presence in dams: a methodological proposal. *IUCN/SCC Otter Specialist Group Bulletin.* 26:97-109.
- Peck J.M. 1986. *A Review of Wildlife Management*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ. 486 pp.
- Perrin N., and J. Goudet. 2001. Inbreeding, kinship and the evolution of natal dispersal. In: Clobert J., Danchin E., Dhondt A.A., Nichols J.D. eds. *Dispersal*. New York: Oxford University Press.
- Perry G. and E.R. Pianka. 1997. Foraging behaviour: past, present and future. *TREE* 12:360-364.
- Pfeiffer P. And B.M. Culik. 1998. Energy metabolism of underwater swimming in river otters (*Lutra lutra* L.). *J. Comp. Physiol.* 168B:143-148.
- Philcox C., Grogan A., Macdonald D.W. 1999. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36:748-762.
- Phillips J.D. 1989. Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river. *Journal of Hydrology* 110:221-238.
- Pimm S.L., Gittleman J., McCracken G.F., Gilpin M. 1989. Genetic bottlenecks: alternative explanations for low genetic variability. *Trends Ecol. Evol.* 4:176-177.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2011. Circadian activity rhythms in relation to season, sex and interspecific interactions in two Mediterranean voles. *Animal Behaviour* 81:1023-1230.
- Pitt J.A., Lariviere S., Francois M. 2008. Social organization and group formation of raccoons at the edge of their distribution. *Journal of Mammalogy* 89:646-653.

- Poff N.L. and J.D. Allan. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrologic variability. *Ecology*. 76:606-627.
- Portas C.M. 1967. O Alentejo: situação e perspectivas sócio-económicas. In: *Análise social*. Lisboa: ISCUL, ISSN00003-2573 Vol 5:185-206.
- Powell R.A. 1979. Mustelid Spacing Patterns: Variations on a Theme by *Mustela*. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 50:153-165.
- Powell R.A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: *Research techniques in animal ecology. Controversies and consequences*. Boitani L. and T.K. Fuller eds. Columbia University Press, New York: pp.65-110.
- Prenda J. and C. Granado-Lorencio. 1996. The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. sprinting activity in a small Mediterranean catchment. *Biological Conservation* 76:9-15.
- Prenda J., López-Nieves P., Bravo R. (2001) Conservation of otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean area: the importance of habitat quality and temporal variation in water availability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11:343-355.
- Prenda J., Clavero M., Blanco-Garrido F., Menor A., Hermoso V. 2006. Threats to the conservation of biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica* 25:377-388.
- Prigioni C. 2003. In: Boitani L., Lovari S., Taglianti A.V. eds. 2003 *Fauna d'Italia. Mammalia III. Carnivora - Artiodactyla*. Calderini.
- Prigioni C., Remonti L., Balestrieri A., Sgrosso S., Priore G., Mucci N., Randi E. 2006. Estimation of European otter (*Lutra lutra*) population size by fecal DNA typing in Southern Italy. *J. of Mammalogy* 87:855-858.
- Prigioni C., Balestrieri A., Remonti L. 2007. Decline and Recovery in Otter *Lutra lutra* Populations in Italy. *Mammal Review* 37:71-79.
- Pringle C.M., Freeman M.C., Freeman B.J. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the New World: Tropical-temperate comparisons. *BioScience* 50:807-823.
- Pringle C. 2006. The Fragmentation of Aquatic Ecosystems and the Alteration of Hydrologic Connectivity. In: *Principles of Conservation Biology III Edition*. Groom M.J., Meffe G.K., Carroll C.R. eds., Sinauer Associates, Inc.
- Procter J. 1963. A contribution to the natural history of the spotted-necked otter *Lutra maculicollis* Lichtenstein in Tanganyika. *East African Wildlife Journal* 1:93-102.
- Pulliam H.R. 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist* 132:652-661.

- Quaglietta L. 2006. Prime esperienze di radiotelemetria su una popolazione selvatica di Lontra *Lutra lutra* in Italia, nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano: uso dello spazio e dell'habitat. Tesi di Laurea. Università degli studi di Napoli Federico II. pp 1-243.
- Quaglietta L. 2008. Recording the behavior of Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) with camera traps: two case studies in Italy and Portugal. Poster presentation. European Otter Workshop, Slovenia.
- Quaglietta L., Mira A., Boitani L. 2008. Behavioural ecology of Eurasian otter *Lutra lutra* in Alentejo, Southern Portugal: Background, Objectives and Preliminary Results of an ongoing project. Oral presentation. European Otter Workshop, Slovenia.
- Quaglietta L., Ilhe M., Fonseca V., Mira A., Boitani L. 2009a. Foraging behaviour of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Southern Portugal: The role of alien species. Poster presentation. BIOLIEF Conference, Porto, Portugal.
- Quaglietta L., Zina H., Mira A., Boitani L. 2009b. Assessing the use of spraints as indicator of space use by otters. Oral presentation. 27th Mustelids Colloquium – Lisbon, Portugal.
- Quaglietta L. 2010. Brief summary on Otter (*Lutra lutra*) Post Mortem procedures in Portugal and Italy. Oral presentation. Otter Post Mortem Workshop - Aarhus, Denmark.
- Quaglietta L., Mira A., Boitani L. 2010. Otter *Lutra lutra* mortality in Southern Portugal. Oral presentation. Otter Post Mortem Workshop - Aarhus, Denmark.
- Quaglietta L., Fonseca V., Mira A., Boitani L. 2011. Social interactions of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean environment. Poster presentation XI International Otter Colloquium – Pavia, Italy.
- Quaglietta L., Martins B.H., de Jongh A., Mira A., Boitani L. 2012. A Low-Cost GPS GSM/GPRS Telemetry System: Performance in Stationary Field Tests and Preliminary Data on Wild Otters (*Lutra lutra*). PLoS ONE 7(1): e29235. doi:10.1371/journal.pone.0029235.
- Queller D.C. and K.F. Goodnight. 1989. Estimating relatedness using genetic markers. *Evolution* 43:258-275.
- R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Development Core Team. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Randall D.A., Pollinger J.P., Wayne R.K., Tallents L.A., Johnson P.J., MacDonald D.W. 2007. Inbreeding is reduced by female-biased dispersal and mating behavior in Ethiopian wolves. *Behavioral Ecology* 18:579-589.
- Randi E. 2003. Conservation genetics of carnivores in Italy. *C. R. Biologies* 326:S54-S60.

- Randi E., Davoli F., Pierpaoli M., Pertoldi C., Madsen A.B., Loeschcke V. 2003. Genetic structure in otter *Lutra lutra* populations in Europe: implications for conservation. *Animal Conservation* 6:93-100.
- Randolph P.A., Randolph J.C., Mattingly K., Foster M.M. 1977. Energy costs of reproduction in the cotton rat, *Sigmodon hispidus*. *Ecology* 58:31-45.
- Ratnayeke S., Tuskan G.A., Pelton M.R. 2002. Genetic relatedness and female spatial organization in a solitary carnivore, the raccoon, *Procyon lotor*. *Molecular Ecology* 11:1115-1124.
- Redford K.H. and B.D. Richter. 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conserv. Biol.* 13:1246-1256.
- Reid D.G., Melquist W.E., Wooling J.D., Noll J.M. 1986. Reproductive effects of intraperitoneal transmitter implants in river otters. *J. Wildl. Manage.* 50:92-94.
- Rempel R.S., Rodgers A.R., Abraham K.F. 1995. Performance of a GPS animal location system under boreal forest canopy. *J. Wildlife Manage.* 59:543-551.
- Rempel R.S. and A.R. Rodgers. 1997. Effects of differential correction on accuracy of a GPS animal location system. *J. Wildlife Management* 61:525-530.
- Reppucci J.I., Castillo D.F., Lucherini M., Vidal L.E.M., Casanave E.B. 2009. Interindividual interactions of Molina's hog-nosed skunks. *Acta Theriologica* 54:87-94.
- Revenge C., Brunner J., Henninger N., Kassen K., Payne R. 2000. Pilot Assessment of Global Ecosystems: Freshwater Systems. World Resources Institute: Washington, D.C.
- Revilla E. and F. Palomares. 2002. Spatial organization, group living and ecological correlates in low-density populations of Eurasian badgers, *Meles meles*. *J. Anim. Ecol.* 71:497-512.
- Revilla E. 2003a. What does the Resource Dispersion Hypothesis explain, if anything? *Oikos* 101:428-432.
- Revilla E. 2003b. Moving beyond the resource dispersion hypothesis. *TREE* 18:380-380.
- Rezende E.L., Cortes A., Bacigalupe L.D., Nespolo R.F., Bozinovic F. 2003. Ambient temperature limits above-ground activity of the subterranean rodent *Spalacopus cyanus*. *Journal of Arid Environments* 55:63-74.
- Ribeiro R., Carretero M.A., Sillero N., Alarcos G., Ortiz-Santaliestra M., Lizana M., Llorente G.A. 2011. The pond network: can structural connectivity reflect on (amphibian) biodiversity patterns? *Landscape Ecology* 26:673-682.
- Ricciardi A. and J.B. Rasmussen. 1999. Extinction Rates of North American Freshwater Fauna. *Conservation Biology* 13:1220-1222.

- Richter B.D., Braun D.P., Mendelson M.A., Master L.L. 1997. Threats to imperiled freshwater fauna. *Conserv. Biol.* 37:219-230.
- Riedman M.L. and J.A. Estes. 1990. The sea otter *Enhydra lutris*: behavior, ecology, and natural history. U.S. Fish and Wildlife Service, Biol. Rep. 9014. 126pp.
- Riley S.P.D., Pollinger J., Sauvajot R.M., York E., Bromley C., Fuller T.K., Wayne R. 2006. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15:1733-1741.
- Rivas-Martinez S. and J. Loidi. 1999. Biogeography of the Iberian Peninsula. *Itinera Geobotanica* 13:49-67.
- Roberge J. and P. Angelstam. 2004. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology* 18:76-8.
- Rodgers A.R. 2000. Recent Telemetry Technology. Pages 79-121. In: Research techniques in animal ecology. Controversies and consequences. Boitani L. and T.K. Fuller eds. Columbia University Press, New York.
- Rodríguez-Ruiz A. and C. Granado-Lorencio. 1992. Spawning period and migration of three species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *Journal of fish Biology* 41:545-556.
- Román J. 2010. What do otters eat where there is no fish? *Mammalian Biology* 76:237-239.
- Rondinini C. And L. Boitani. 2002. Habitat use by beech martens in a fragmented landscape. *Ecography* 25:257-264.
- Rondinini C., Ercoli V., Boitani L. 2006. Habitat use and preference by polecats *Mustela putorius* L. in a Mediterranean agricultural landscape. *J Zool* 269:213-219.
- Rosalino L.M., Macdonald D.W., Santos-Reis M. 2005. Resource dispersion and badger population density in Mediterranean woodlands: is food, water or geology the limiting factor? *Oikos* 110:441-452.
- Rosas F.C.W., de Mattos G.E., Cabral M.M.M. 2007. The use of hydroelectric lakes by giant otters *Pteronura brasiliensis*: Balbina lake in central Amazonia, Brazil. *Oryx* 41:520-524.
- Rosell R., Evans D., Allen M. 2005. The eel fishery in Lough Neagh, Northern Ireland—an example of sustainable management? *Fisheries Management and Ecology* 12:377-385.
- Rosenberg D.M., McCully P., Pringle C.M. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *BioScience* 50:746-751.
- Rosenzweig M.L. and Z. Abramsky. 1986. Centrifugal community organization. *Oikos* 46:339-348.

- Rostain R.R., Ben-David M., Groves P., Randall J.A. 2004. Why do river otters scent mark? An experimental test of several hypotheses. *Anim. Behav.* 68:703-711.
- Rubenstein D.I. and R.W. Wrangham eds. 1986. *Ecology and Social Evolution: Birds and Mammals*. Princeton: Princeton University Press.
- Ruiz-Olmo J., Jiménez J., López-Martín J.M. 1995. Radio-tracking of otters *Lutra lutra* in north-eastern Spain. *Lutra*, 38:11-21.
- Ruiz-Olmo J., Delibes M., Zapata S.C. 1998. External morphometry, demography and mortality of the otter *Lutra lutra* Linneo, 1758 in the Iberian Peninsula. *Galemys*, 10:239-251.
- Ruiz-Olmo J., Lopez-Martin J.M., Palazon S. 2001a. The influence of fish abundance on the otter *Lutra lutra* populations in Iberian Mediterranean habitats. *J. Zool. Lond.* 254:325-336.
- Ruiz-Olmo J., Saavedra D., Jiménez J. 2001b. Testing the surveys and visual and track censuses of Eurasian otters *Lutra lutra*. *J. Zool. Lond.* 253:359-369.
- Ruiz -Olmo J., Olmo-Vidal J.M., Manas S., Batet A. 2002. The influence of resource seasonality on the breeding patterns of the Eurasian otter *Lutra lutra* in Mediterranean habitats. *Canadian Journal of Zoology* 80:2178-2189.
- Ruiz-Olmo J., Margalida A., Batet A. 2005b. Use of Small Rich Patches by Eurasian Otter *Lutra lutra* L. Females and Cubs During the Pre-Dispersal Period. *Journal of Zoology* 265:339-346.
- Ruiz-Olmo J., Batet A., Jiménez J., Martínez D. 2005c. Habitat selection by female otters with small cubs in freshwater hábitats in northeast Spain. *Lutra* 48:45-56.
- Ruiz-Olmo J., Jimenez J., Chacon W. 2007. The importance of ponds for the otter *Lutra lutra* during drought periods in Mediterranean ecosystems: A case study in Bergantes River. *Mammalia* 71:16-24.
- Ruiz-Olmo J., Loy A., Cianfrani C., Yoxon P., Yoxon G., de Silva P.K, Roos A., Bisther M., Hájková P. Zemanova B. 2008. *Lutra lutra*. in IUCN 2010, IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.3. www.iucnredlist.org.
- Ruiz-Olmo J. And J. Jiménez. 2009. Diet diversity and breeding of top predators are determined by habitat stability and structure: a case study with the Eurasian otter *Lutra lutra* L.. *European Journal of Wildlife Research* 55:133-144.
- Ruiz-Olmo J., Batet A., Mañas F., Martínez-Vidal R. 2011. Factors affecting otter (*Lutra lutra*) abundance and breeding success in freshwater habitats of the northeastern Iberian Peninsula. *European Journal of Wildlife Research* 57: 827-842.
- Ruckelshaus M., Hartway C., Kareiva P. 1997. Assessing the data requirements of spatially explicit dispersal models. *Conserv. Biol.* 11:1298-1306.

- Ruppert D. 1997. Local polynomial regression and its applications in environmental statistics, In Statistics for the Environment, Volume 3 Barnett V. and F. Turkman eds. John Wiley. Chicester.
- Rushton S.P., Lurz P.P.W., Fuller R., Garson P.J. 1997. Modelling the distribution of the red and grey squirrel at the landscape scale: a combined GIS and population dynamics approach. *Journal of Applied Ecology* 34:1137-1154.
- Russell I.C. and E.C.E. Potter. 2003. Implications of the precautionary approach for the management of the European eel, *Anguilla anguilla*. *Fish. Manag. Ecol.* 10:395-401.
- Ryder O.A. 1986. Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology and Evolution* 1:9-10.
- Saavedra D. 2002. Reintroduction of the Eurasian otter *Lutra lutra* in Muga and Fluvià basins North-Eastern Spain: Viability, Development, Monitoring and Trends of the new population. PhD thesis. Universitat de Girona.
- Sager-Fradkin K.A., Jenkins K.J., Hoffman R.A., Happe P.J., Beecham J.J., Wright R.G. 2007. Fix Success and Accuracy of Global Positioning System Collars in Old-Growth Temperate Coniferous Forests. *J. Wildlife Management* 71:1298-1308.
- Sales-Luís T., Pedroso N.M., Santos-Reis M. 2007. Prey availability and diet of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) on a large reservoir and associated tributaries. *Canadian J. Zool.* 85:1125-1135.
- Sales-Luis T., Freitas D., Santos-Reis M. 2009. Key landscape factors for Eurasian otter *Lutra lutra* visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. *European Journal of Wildlife Research* 55:345-355.
- Saltz D., Rowen M., Rubenstein D.I. 2000. The impact of space use patterns of reintroduced Asiatic wild ass on effective population size. *Conservation Biology* 14:1852-1862.
- Samuel M.D., Pierce D.J., Garton E.O. 1985. Identifying Areas of Concentrated Use within the Home Range. *Journal of Animal Ecology* 54:711-719.
- Samuel M.D. and M.R. Fuller. 1994. Wildlife Radiotelemetry. In: Research and management techniques for wildlife and habitats Bookhout ed., Bethesda, Maryland. Wildlife Society.
- Sandell M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In: Gittleman, J.L. ed. *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*, vol. 1. Cornell University Press, Ithaca 164-182 pp.
- Santos M.J., Pedroso N.M., Ferreira J.P., Matos H.M., Sales-Luís T., Pereira I., Baltazar C., Grilo C., Cândido A.T., Sousa I., Santos-Reis M. 2008. Assessing dam implementation

- impact on threatened carnivores: the case of Alqueva in SE Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment* 142:47-64.
- Santos-Reis M., Grilo C., Ascensão F., Mateus a.R., Serronha A.M. 2008. Road mortality and permeability for otters (*Lutra lutra*) in a Mediterranean region. Oral presentation. European Otter Workshop. Moravske Toplice, Slovenia.
- Sauer T.M., Ben-David M., Bowyer R.T. 1999. A new application of the adaptive-kernel method: estimating linear home ranges of river otters, *Lutra canadensis*. *Can. Field. Nat.* 113:419-424.
- Schmidt K., Nakanishi N., Okamura M., Doi T., Izawa M. 2003. Movements and use of home range in the Iriomote cat (*Prionailurus bengalensis iriomotensis*). *J. of Zoology* 261:273-283.
- Schmidt K., Nakanishi N., Izawa M., Okamura M., Watanabe S., Tanaka S., Doi T. 2009. The reproductive tactics and activity patterns of solitary carnivores: the Iriomote cat. *Journal of Ethology* 27:165-174.
- Schmutz J.A. and G.A. White. 1990. Error in telemetry studies: effects of animal movement on triangulation. *Journal of Wildlife Management* 54:506-510.
- Schwartz C.C., Podruzny S., Cain S.L., Cherry S. 2009. Performance of Spread Spectrum Global Positioning System Collars on Grizzly and Black Bears. *J Wildlife Manage*73:1174–1183.
- Seaman D.E. and R.A. Powell. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77:2075-2085.
- Seaman D.E., Millspaugh J.J., Kernohan B.J., Brundige G.C., Raedeke K.J., Gitzen R.A. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management* 63:739-747.
- Selkoe K.A., and R.J. Toonen. 2006. Microsatellites for ecologists: a practical guide to using and evaluating microsatellite markers. *Ecology Letters* 9:615-629.
- Semlitsch R.D. and J.R. Bodie. 2003. Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conserv. Biol.* 17:1219-1228.
- Sepulveda M.A., Bartheld J.L., Monsalve R., Gomez V., Medina-Vogel G. 2007. Habitat use and spatial behaviour of the endangered Southern river otter *Lontra provocax* in riparian habitats of Chile: Conservation implications. *Biological Conservation* 140:329-338.
- Serfass T.L., Brooks R.P., Swimley T.J., Rymon L.M., Hayden H.A. 1996. Considerations for Capturing, Handling, and Translocating River Otters. *Wildlife Society Bulletin* 24:25-31.

- Serrentino F. 2009. Influenza della disponibilità delle risorse sull'uso dello spazio della lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) durante la stagione estiva in ambiente Mediterraneo: un caso studio in Alentejo, Sud del Portogallo. Tesi di laurea. Federico II Napoli. Italy.
- Shifley S.R., Rittenhouse C.D., Millspaugh J.J. 2009. Validation of landscape-scale decision support models that predict vegetation and wildlife dynamics. pp 415-448 In: Millspaugh J.J. and F. R. Thompson III, editors. *Planning Wildlife Conservation in Large Landscapes*. Elsevier Science, San Diego, California, USA.
- Sibly R.M. 2000. Forward In: Halle S. and N.C. Stenseth eds. 2000. *Activity patterns in small mammals: an ecological approach*. Springer-Verlag. Berlin.
- Sidorovich V.E. and M.M. Pikulik. 1997. Toads *Bufo* spp. in the diets of mustelid predator in Belarus. *Acta Theriol.* 42:105-108.
- Simpson V.R. 1997. Health status of otters *Lutra lutra* in south-west England based on postmortem findings. *Veterinary Record* 141:191-197.
- Simpson V.R. 2006. Patterns and significance of bite wounds in Eurasian otters *Lutra Lutra* in southern and south-west England. *Veterinary Record* 158, Issue 4:113-119.
- Simpson V. 2007. IUCN otter post mortem protocol November 2007.
- Simpson V.R. and K.E. Coxon. 2000. Intraspecific aggression, cannibalism and suspected infanticide in otter. *British Wildlife* 11:423-426.
- Sinclair A.R.E., Mduma S., Brashares J.S. 2003. Patterns of predation in a diverse predator-prey system. *Nature* 425:288-290.
- Sinclair A.R.E., Fryxell J.M., Caughley G. eds. 2006. *Wildlife Ecology Conservation and Management II Edition* Blackwell Publishing.
- Singleton G.R. and D.A. Hay. 1983. The effect of social organization on reproductive success and gene flow in colonies of wild house mice, *Mus musculus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 12:49-56.
- Siniff D.B. and J.R. Tester. 1965. Computer analysis of animal movement data obtained by telemetry. *Bioscience* 15:104-108.
- Sivasothi N. and B. Nor. 1994. A review of otters Carnivora: Mustelidae: Lutrinae in Malaysia and Singapore. *Hydrobiologia* 285:151-170.
- Sisak M. 1998. Animal-borne GPS and the deployment of a GPS based archiving datalogger on Hawaiian Monk Seal (*Monachus schauinslandi*). *Mar Technol Soc J* 32:30-36.
- Sjöåsen T. 1996. Survivorship of captive-bred and wild-caught reintroduced european otters *Lutra lutra* in Sweden. *Biol. Cons.* 76:161-165.

- Sjøåsen T. 1997. Movements and establishment of reintroduced European otters *Lutra lutra*. J. Appl. Ecol. 34:1070-1080.
- Slade N.A. and R.K. Swihart. 1983. Home range indices for the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*) in Northeastern Kansas. Journal of Mammalogy 64:580-590.
- Smale L., Frank L.G., Holekamp K.E. 1993. Ontogeny of dominance in free-living spotted hyaenas: juvenile rank relations with adult females and immigrant males. Animal Behaviour 46:467-477.
- Smouse P.E., Focardi S., Moorcroft P.R., Kie J.G., Forester J.D., Morales J.M. 2010. Stochastic modelling of animal movement. Phil. Trans. R. Soc. B 365: 2201-2211.
- Somers M.J. and J.A.J. Nel. 2004. Movement patterns and home range of Cape clawless otters *Aonyx capensis*, affected by high food density patches. J. Zool. Lond. 262:91-98.
- Soulé M. E. 1985. What is conservation biology? BioScience 35:727-734.
- Sousa D, Quaglietta L., Ilhéu M. in prep. Movement and activity patterns of Iberian barbell, *Barbus bocagei*, in an intermittent Mediterranean stream. To be submitted to J of Fish Biology.
- South A. 1999. Dispersal in Spatially Explicit Population Models. Conservation Biology 13:1039-1046.
- South A., Rushton S.P., Macdonald D. 2000. Simulating the proposed reintroduction of the European beaver *Castor fiber* to Scotland. Biological Conservation 93:103-116.
- South A., Rushton S.P., Kenward R.E., Macdonald D. 2002. Modelling vertebrate dispersal and demography in real landscapes: how does uncertainty regarding dispersal behavior influence predictions of spatial population dynamics? pp. 327-349 In: Bullock J.M., Kenward R.E., Hails R. eds. Dispersal: an ecological perspective. Symposium of the British Ecological Society, Blackwell, Oxford.
- Spelman L.H., Summer P.W., Levine J.F., Stoskopf M.K. 1993. Field anesthesia in the North-American river otter *Lutra canadensis*. J. Zoo. Wildlife. Med. 24:19-27.
- Starkie A. 2003. Management issues relating to the European eel *Anguilla anguilla*. Fish. Man. & Ecol. 10:361-364.
- Stephens D.W., Brown J.S., Ydenberg R.C. Eds. 2007. Foraging – Behaviour and Ecology. The University of Chicago Press.
- Støen O., Bellemain E., Sabo S., Swenson J.E. 2005. Kin-related spatial structure in brown bears *Ursus arctos*. Behavioural Ecology and Sociobiology 59:191-197.
- Støen O., Zedrosser A., Saebo S., Swenson J.E. 2006. Inversely density dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. Oecologia 148:356-364.

- Storz J.F. 1999. Genetic Consequences of Mammalian Social Structure. *Journal of Mammalogy* 80:553-569.
- Strayer D.L., Beighley R.E., Thompson L.C., Brooks S., Nilsson C., Pinay G., Naiman R.J. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6:407-423.
- Studds C.E. and P.P. Marra. 2005. Nonbreeding habitat occupancy and population processes: an upgrade experiment with a migratory bird. *Ecology* 86:2380-2385.
- Sugden A., and E. Pennisi. 2006. When to go, where to stop. *Science* 313:775-775.
- Sulkava R.T., Sulkava P.O., Sulkava P.E. Source and sink dynamics of density-dependent otter (*Lutra lutra*) populations in rivers of central Finland. *Oecologia* 153:579-588.
- Swihart R.K. and N.A. Slade. 1985a. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* 66:1176-1184.
- Swihart R.K. and N.A. Slade. 1985b. Influence of sampling interval on estimates of home range size. *Journal of Wildlife Management* 49:1019-1025.
- Taastrøm H.-M. and L. Jacobsen. 1999. The diet of otters (*Lutra lutra* L.) in Danish freshwater habitats: comparisons of prey fish populations. *Journal of Zoology* 248:1-13.
- Tabacchi E., Planty-Tabacchi A.M., and Décamps O. 1990. Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. *Landscape Ecology* 5:9-20.
- Taberlet P., Waits L.P., Luikart G. 1999. Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology and Evolution* 14:323-327.
- Taylor K.D. 1978. Range of movement and activity of common rats *Rattus norvegicus* on agricultural land. *J. Appl. Ecol.* 15:663-677.
- Taylor S.L. 1993. Thermodynamics and energetics of resting site use by American marten *Martes americana*. MS Thesis. University of Wyoming. Laramie.
- Taylor P.S. and H. Kruuk. 1990. A record of an otter (*Lutra lutra*) natal den. *J. Zool. Lond.* 222:689-692.
- Telonics Quarterly. 1994. Sterilization of Implantable Transmitters 7:3-5.
- Theuerkauf J., Jędrzejewski W., Schmidt K., Okarma H., Ruczyński I., Śnieżko S., Gula R. 2003. Daily pattern and duration of wolf activity in the Białowieża forest, Poland. *Journal of Mammalogy*, 84:243-253.
- Thompson W.L., White G.C., Gowan C. eds. 1998. *Monitoring Vertebrate Populations. Components*, Academic Press, Inc.
- Thomson D.L., Cooch E.G., Conroy M.J. eds. 2009. *Modeling Demographic Processes In: Marked Populations. Environmental and Ecological Statistics Series*, Springer pp.1129.

- Tilman D. 1982. Resource competition and community structure. *Mongr. Pop. Biol.* 17. Princeton Univ. Press. Princeton. NJ.
- Tomkiewicz S.M., Fuller M.R., Kie J.G., Bates K.K. 2010. Global positioning system and associated technologies in animal behavior and ecological research. *Philos T Roy Soc B* 365:2163-2176.
- Tosoni E. 2011. Indagini ecologiche relative alla popolazione di orso bruno marsicano *Ursus arctos marsicanus* nel territorio del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. Tesi di dottorato. Università di Roma 'La Sapienza'.
- Trakhtenbrot A., Nathan R., Perry G., Richardson D.M. 2005. The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. *Div. Distr.* 11:173-181.
- Tremblay Y., Robinson P.W., Costa D.P. 2009. A Parsimonious Approach to Modeling Animal Movement Data. *PloS ONE* 4:e4711.
- Trindade A., Farinha N., Florêncio E. 1998. A distribuição da lontra *Lutra lutra* em Portugal - situação em 1995. ICN, Lisbon.
- Tucker A.D., Limpus C.J., Priest T.E., Cay J., Glen C., Guarino E. 2001. Home ranges of Fitzroy river turtles (*Rheodytes leukops*) overlap riffle zones: potential concerns related to river regulation. *Biol. Conserv.* 102:171-181.
- Turchin P. 1998. Quantitative Analysis of Movement: measuring and modeling population redistribution in plants and animals. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Turner M.G., Arthaud G.J., Engstrom R.T., Hejl S.J., Liu J., Loeb S., McKelvey K. 1995. Usefulness of spatially explicit population models in land management. *Ecol. Appl.* 5:12-16.
- Valenzuela D. and D.W. Macdonald. 2002. Home-range use by white-nosed coatis *Nasua narica*: limited water and a test of the resource dispersion hypothesis. *Journal of Zoology* 258:247-256.
- Van Moorter B., Visscher D., Benhamou S., Borger L., Boyce M.S., Gaillard J.M. 2009. Memory keeps you at home: a mechanistic model for home range emergence. *Oikos* 118:641-652.
- Van Moorter B., Visscher D.R., Jerde C.L., Frair J.L., Merrill E.H. 2010. Identifying Movement States from Location Data using Cluster Analysis. *Journal of Wildlife Management* 74:588-594.
- Veron G., Colyn M., Dunham A.E., Taylor P., Gaubert P. 2004. Molecular systematics and origin of sociality in mongooses Herpestidae, Carnivora. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 303:582-598.

- Vincent T.L. and J.S. Brown. 2005. Evolutionary Game Theory, Natural Selection, and Darwinian Dynamics. Cambridge University Press, Cambridge.
- Walpole M.J. and N. Leader-Williams. 2002. Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation*. 11:543-547.
- Wang M. and V. Grimm. 2007. Home range dynamics and population regulation: An individual-based model of the common shrew *Sorex araneus*. *Ecological Modelling* 205:397-409.
- Waser P.M. and W.T. Jones. 1983. Natal philopatry among solitary mammals. *The Quarterly Review of Biology* 58:355-390.
- Wasser S.K. and K. Hunt. 2006. Scat: Singing the Wildlife Conservation Blues. In: *Principles of Conservation Biology III Edition*. Groom, M. J., Meffe, G. K., and Carroll, C. R. (Eds.), Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Assachusetts U.S.A. pp 411-414.
- Watt J.P. 1993. Ontogeny of hunting behaviour of otters (*Lutra lutra* L.) in a marine environment. *Symposia of the Zoological Society of London*. 65:87-104. Oxford, Clarendon Press.
- Weaver J.L., Paquet P.C., Ruggiero L.F. 1996. Resilience and Conservation of Large Carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:964-976.
- Wenger E.L., Zinke A., Gutzwiller K.A. 1990. Present situation of the european floodplains forest. *For. Ecol. Manage.* 33-34:5-12.
- Wenger S.J., Isaak D.J., Luce C.H., Neville H.M., Fausch K.D., Dunham J.B., Dauwalter D.C., Young M.K., Elsner M.M., Rieman B.E., Hamlet A.F., Williams J.E. 2011. Flow regime, temperature, and biotic interactions drive differential declines of trout species under climate change. *PNAS* 108: 14175-14180.
- Wennergren U., Ruckelshaus M., Kareiva P. 1995. The promise and limitations of spatial models in conservation biology. *Oikos* 74:349-356.
- White G.C., and R.A. Garrott 1990. *Analysis of wildlife radiotracking data*. Academic Press, San Diego. 383 pp.
- Whitledge G.W., Rabeni C.F., Annis G., Sowa S.P. 2006. Riparian shading and groundwater enhance growth potential for smallmouth bass in ozark streams. *Ecological Applications* 16:1461-1473.
- Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P., Naves J. 2004. Expansion of Brown Bears *Ursus arctos* into the Eastern Alps: A Spatially Explicit Population Model. *Biodiversity and Conservation* 13:79-114.
- Wilson E.O. 1984. *Biophilia*. Harvard University Press.

- Wimmer B., Tautz D., Kappeler P.M. 2002. The genetic population structure of the gray mouse lemur *Microcebus murinus*, a basal primate from Madagascar. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 52: 166-175.
- Withey J.C., Bloxton T.D., Marzluff J.M. 2000. Effects of Tagging and Location Error in Wildlife Radiotelemetry Studies. In: *Research techniques in animal ecology. Controversies and consequences*. Boitani L. and T.K. Fuller eds. Columbia University Press, New York.
- Wolf M., Frair J., Merrill E., Turchin P. 2009. The attraction of the known: the importance of spatial familiarity in habitat selection in wapiti (*Cervus elaphus*). *Ecography* 32 :401-410.
- Woodroffe R. and D.W. Macdonald. 1993. Badger sociality - models of spatial grouping. *Symposia of the Zoological Society of London*, 65:145-169.
- Wootton J.T., Parker M.S., Power M.E. 1996. Effects of willow and eucalypt leaves on feeding preferences and growth of some Australian aquatic macroinvertebrates. *Aust. J. Ecol.* 24:593-598.
- World Commission on Dams. 2000. Dams and development. A new framework for decision-making. The Report of the World Commission on Dams. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling, VA United States.
- Worton B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecol. Model.* 38:277-298.
- Worton B.J. 1989. Kernel methods for estimating the Utilization Distribution in home-range studies. *Ecology*, 70:164-168.
- Wozencraft W.C. 1989. The phylogeny of the recent carnivora. In: Gittleman J. L. ed. 1989. *Carnivore Behaviour, Ecology and Evolution*. Cornell University Press, Ithaca, New York. pp. 495-535.
- Wright S. 1943. Isolation by distance. *Genetics* 28:114-138.
- Yom-Tov Y., Heggberget T.M., Wiig Ø., Yom-Tov S. 2006. Body size changes in the Norwegian otter: The possible effects of food availability and global warming. *Oecologia* 150:155-160.
- Yom-Tov Y., Roos A., Mortensen P., Wiig Ø., Yom-Tov S., Heggberget T.M. 2010. Recent Changes in Body Size of the Eurasian Otter *Lutra lutra* in Sweden. *Ambio* 39:496-503.
- Zalewski A. 2000. Factors affecting the duration of activity by pine martens (*Martes martes*) in the Bialowieza National Park, Poland. *Journal of Zoology, London* 251:439-447.
- Zalewski A. 2001. Seasonal and sexual variation in diel activity rhythms of pine marten *Martes martes* in the Bialowieza National Park Poland. *Acta Theriol.* 46:295-304.

- Zalewski M. and I.G. Cowx. 1990. Factors Affecting the Efficiency of Electric Fishing. Chapter 4, pp. 89-111 In: Cowx I.G. and P. Lamarque eds. Fishing with Electricity. Applications in Freshwater Fisheries Management. Fishing News Books. 248 pp.
- Zar J.H. 2010. Biostatistical Analysis. V Edition. Pearson International Edition.
- Zeyl E., Aars J., Ehrich D., Wiig Ø. 2009. Families in space: relatedness in the Barents Sea population of polar bears *Ursus maritimus*. *Molecular Ecology* 18:735-749.
- Zielinski W.J. 1988. The influence of daily variation in foraging cost on the activity of small carnivores *Animal Behaviour* 36:239-249.
- Zielinski W.J. 2000. Weasels and Martens -Carnivores in Northern Latitudes. pp: 95-118 In: Activity patterns in small mammals: an ecological approach. Springer-Verlag. Berlin.
- Zielinski W.J., Spencer W.D., Barrett R.H. 1983. Relationships between food habits and activity patterns of pine marten. *Journal of Mammalogy* 64:387-396.
- Zimmerman B., Wabakken P., Sand H., Pedersen H.C., Liberg O. 2007. Wolf movement patterns: a key to estimation of kill rate? *Journal of Wildlife Management* 71:1177-1182.
- Zina H. 2011. Comparison between methods to assess habitat use by the otter (*Lutra lutra* L.): presence signs and radio-tracking. Msc. Thesis in English and Portuguese. University of Évora. Portugal.
- Zollner, P.A. and S.L. Lima. 1999. Search strategies for landscape-level interpatch movements. *Ecology* 80:1019-1030.
- Zschille J., Stier N., Mechthild R. 2008. Radio tagging American Mink (*Mustela vison*) - experience with collar and intraperitoneal implanted transmitters. *Eur J Wildlife Res* 54:263-268.
- Zucco C.A. and G. Mourão. 2009. Low-Cost Global Positioning System Harness for Pampass Deer. *J Wildlife Manage* 73:452-457.
- Zuur A.F, Ieno E.N., Smith G.M. eds. 2007. *Analysing Ecological Data*. Springer.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A., Smith G.M. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer. New York.

APPENDICE 1

PARZIALE DELLA SCHEDA DI RILEVAMENTO DEI FIX SINGOLI:

PART OF THE SHEET OF FIX DETECTION:

Date	Hour	Animal	Observer	Activity <input type="checkbox"/> R <input type="checkbox"/> M <input type="checkbox"/> D <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> S	Resting Site ? <input type="checkbox"/> Yes <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Doubt	Type of FIX <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> C <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> H <input type="checkbox"/> I <input type="checkbox"/> A	River/Dam	Locality
Coord1 (±GPS)	Angle 1 (& Precision)	Coord 2 (± GPS)	Angle 2 (& Precision)	Coord3 (±GPS)	Angle 3 (& Precision)	'Final' Coord.	Total Precision <input type="checkbox"/> VI <input type="checkbox"/> VP <input type="checkbox"/> WS <input type="checkbox"/> BP <input type="checkbox"/> MA <input type="checkbox"/> CA	
Light <input type="checkbox"/> DW <input type="checkbox"/> D <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> N	Moon <input type="checkbox"/> N <input type="checkbox"/> I <input type="checkbox"/> F <input type="checkbox"/> III <input type="checkbox"/> NV	Weather <input type="checkbox"/> Cl <input type="checkbox"/> V <input type="checkbox"/> Cd <input type="checkbox"/> F	Raining <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> M <input type="checkbox"/> B <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> W <input type="checkbox"/> H	Soil <input type="checkbox"/> D <input type="checkbox"/> H <input type="checkbox"/> W <input type="checkbox"/> F	Water Depth	Water To	Disturbance <input type="checkbox"/> M <input type="checkbox"/> D <input type="checkbox"/> C <input type="checkbox"/> H <input type="checkbox"/> S/G	
Associated Spraints	Hydrol. Condition <input type="checkbox"/> F <input type="checkbox"/> HL <input type="checkbox"/> D <input type="checkbox"/> ML <input type="checkbox"/> LL	River Width (Wet & Dry)	HABITAT	MICROHABITAT	Notes			

APPENDICE 2

SCHEMA DELLA CARATTERIZZAZIONE DEI RIFUGI DIURNI:

RESTING SITE SHEET:

Date:	Hour:	Animal	Observer:	UTM Long.	UTM Lat.	GPS Error:	RS n°:	Photo: (Y/N)
RS Name:			Altitude:	River Side (R/L):	Hydr. Cond.: <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> F <input type="checkbox"/> L <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> ML D <input type="checkbox"/> LL	River/Dam:		Locality:
RS Description (TYPOLOGY, LENGHT of the main vegetation type characterizing the RS + General Description of the Site):								
Potential access to the RS [visible above water, visible under water (or not visible but known and under water), not visible]:								
Distance to the Water:	River Width (Dry/Wet)	Water Depth:	n° Spraints (1)	Hydro-Morphology in front of the RS (2) :				
Microhabitat (10mt section of River bank around the RS):								
River bank Height:	River bank profile(3):		Quality of Water(4):	Substratum of the River Bed(5):	Shadow in the River Bed (20-40-60-80%):	Shadow on the River Bank (20-40-60-80%):		
Shrub Vegetation:								
Physiognomy and Species(6):								
Extension from the bank (1-5mt, 5-30mt, >30mt):			Altitude (mt):		Cover (20, 40, 60 ou 80%):			
Tree Vegetation:								
Physiognomy and Species(7):								
Extension from the bank (1-5mt, 5-30mt, >30mt):			Main Diameter of the Tree (cm):		Cover (20, 40, 60 ou 80%):			
(1) Within 5 m from the RS: Fresh, Medium or Old. Content: Fish (B,M,S), Crayfish, or other. (2) Pools (Big, Medium, Small and Deep, Medium, Shallow), Run (Deep, Medium, Shallow), Riffle (Deep, Medium, Shallow), Fall, Drought, Island. (3) Vertical, (Vertical) Under Excavated, Steep (45°), Smoothly inclined, Absent. (4) Very Good (Crystalline water), medium (turbid water but without evident pollution signs), Bad but Organic (bad smell, a lot of mud,...), Very Bad (strongly polluted). (5) gravel/sand, mud; cobble/pebble; boulder; rocks.				(6) Bramble bush, Hedera/Smilax, Juvenile Salix, etc. (7) Salix, Ulmus, Populus, Alnus, Fraxinus, Quercus suber, Quercus ilex, etc.				

Habitat (50mt section of River bank around the RS):		
	River side R	River side L
Vegetation on the bank (riparian?):		
Description (if different)⁽⁸⁾:		
Extension of the vegetation from (absent, 1-5m, 5-30m,		
Continuity of the vegetation along ⁽⁹⁾:		
Tree presence within 5m from the		
Hydro-Morfology Characteristics of bed leito (≥ 33% in 50m⁽¹⁰⁾)		
Flow velocity (≥ 33% in 50m) Slow, Medium, Fast):		
Land Use⁽¹¹⁾ (section of 50m, with a buffer of 100m)		
	River side R	River side L
Notes		
Paint or Picture		
<small>(8) only grass or absent, shrubs, Typha or Reed bed, any trees "not riparian" <small>(9) Absent, Rare, Only grass, Continuous, Almost Continuous, Discontinuous, Patches <small>(10) Pool, Run/Glide, Riffle, Fall, Dried up, Island</small></small> </small>		<small>(11) See FIX(ES) legend</small>

APPENDICE 3

SCHEDA DEI CAMPIONAMENTI DELLE SPECIE PREDATA:

PREY SAMPLING SHEET:

Date		Stream name		Site		Operators		Hour Start		Hour End	
X Start (coord.)		Y Start		X End		Y End		Notes - Photos			
Temp (°C)	pH	O2 mg/L	O2 %	Water Turbidity			Conductivity				
				1) Low 2) Medium 3) high							
Water Velocity (m/s)	Turbulence	Mean Depth(cm)	Max Depth(cm)	Section Length(m)			Section Width(cm)				
	1) Nule 2) Low 3) Medium 4) High										
Stream Habitat Proportion (total = 100%)											
POOLS =		RIFFLES =			RUNS =			DROUGHT =			
Shallow pool (<0,4m) =		Slow riffle (<0,7m/s)=			Shallow run (<0,4m)=						
Medium pool (0,4-0,8) =		Fast riffle (>0,7m/s)=			Medium run (0,4 – 0,8m)=						
Deep pool (>0,8) =					Deep run (>0,8m)=						
SMALL (<10m) =											
MEDIUM (11-30m) =											
LARGE (>30) =											
Substrate											
1) mud, sand, silt (<2mm) 2) coarse sand (0,2 -60mm) 3) gravel (60-200mm) 4) Cobble/Pebble (200-300mm) 5) Boulders (300-500mm) 6) large Boulders (>500mm)			Dominant Substrate (> 50%) = Subdominant substrate = <u>% Substrate good for REFUGE:</u> % substrate (4, 5, 6; > 200 mm) = % bankside roots/wood =								
% Shadow (Canopy)			% Aquatic Cover (vegetation + wood debris)			Efficiency fishing = 1) low 2) medium 3) high					
0)	0 %					Fishing Area (m2) =					
1)	0-30 %					E-Fishing duration (s) =					
2)	30-60 %										
3)	>60 %										
NOTES:											

APPENDICE 5

NUMERO DI SESSIONI DI MONITORAGGIO CONTINUATO AL MESE PER ANIMALE:

NUMBER OF CONTINUOUS MONITORING SESSION PER MONTH AND ANIMAL:

Animal	N cycles x mese:																				Tot	Media x mese																	
	G07	L07	A07	S07	O07	N07	D07	G08	F08	A08	A08	A08	G08	L08	A08	S08	O08	N08	D08	G09			F09	A09	A09	G09	L09	A09	S09	O09	N09	D09	G10	F10	A10	Tot	Media x mese		
F1	2	4	6	2	2	4	1	2	5	1	2	2	3	3	5	1																				45	5		
M1		4	3	1	2	4	1	2																												17	4		
M2			2	1	2	3	1	1	2																											12	3		
M3					1	1	1	2	1	0	1	2	1	0	0	3	0	2	2	0	0	0	0	1											18	2			
F3								2	1	1	0	0	2	3	3	7	2	2	0	0	0	0	0	1											24	2			
F4									4	3	2	0	2	2	0	5	1	0	0	1	0	0	0	3											23	3			
M4														1	6	3	4	0	1																15	4			
M5																1	3	3	0	1	1	3													12	3			
M6																	1																			1	1		
M7																	1	1																		2	1		
M8																		1	0	1	1	0	0	6	1	0	4	1								15	3		
F5																				1	1	0	0	1	3											6	2		
F6																				1	1	3	0	1	0	1	1										8	2	
M9																					1	3	0	2	1	1											8	2	
F8																																					4	0	
F9																																						0	0
F13																																						3	3
Tot	2	8	11	4	7	12	6	12	12	3	3	9	15	9	21	10	7	6	3	5	7	6	2	13	6	1	5	1	4	0	0	0	1	3	214				
Media x mese	2	4	4	1	2	3	1	2	2	1	1	2	3	2	4	1	1	1	1	1	1	0	2	1	1	3	1	4	0	0	0	1	3						

APPENDICE 7

SCHEDA PER IL RILEVAMENTO DELLE CATTURE:

CAPTURE SHEET:

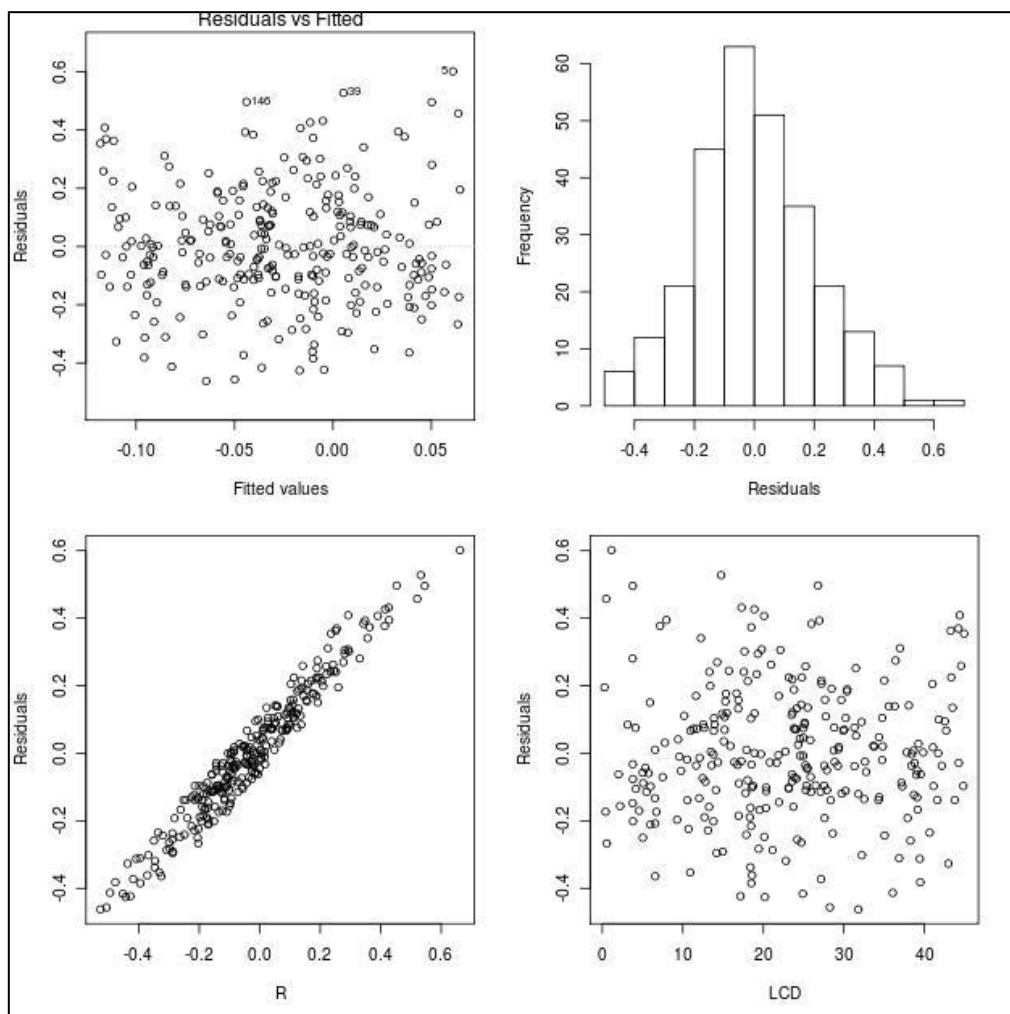
Date - Hour
Site
Trap Nights
Researchers's arrival Time
General Body Conditions
Start Operation Time
Sex
Estimated Age
Weight (Kg)
Body Length (cm)
Tail Length (cm)
Back Paw Length. (cm)
Back Paw Width (cm)
Forward Paw Length. (cm)
Forward Paw Width (cm)
Teeth
Reproductive Condition
(Maturity)
Subcutaneous Fat
Muscles
Ectoparasites
N° Microchip
Frequency (Mhz)
Marks
Body Temperature
End Operation Time
Release Time
Other...

APPENDICE 8

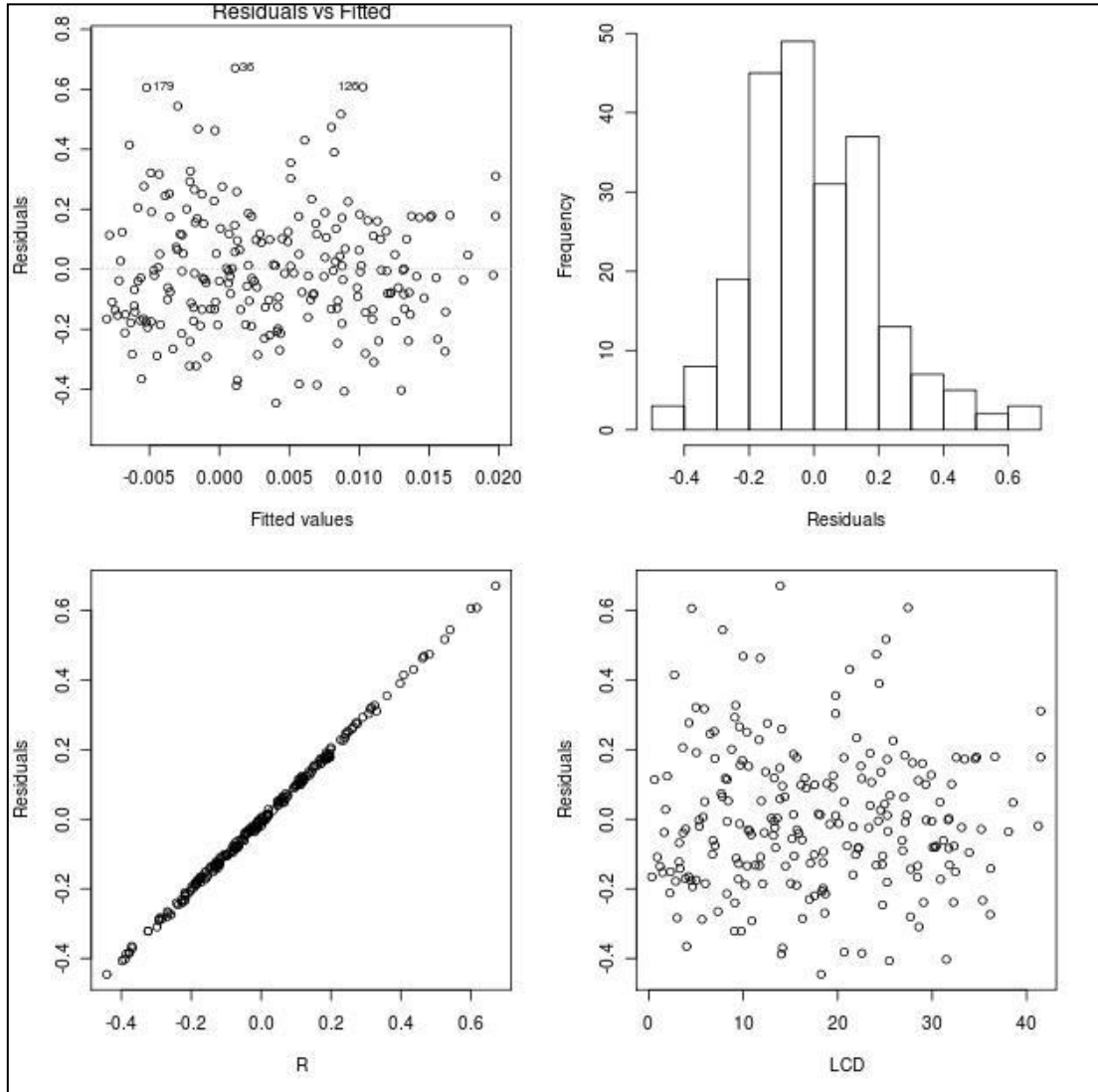
GRAFICI DI VALIDAZIONE DEL MODELLO LINEARE: (A) FEMMINE E (B) MASCHI:

GRAPHICS OF THE LINEAR MODEL VALIDATION: (A) FEMALES AND (B) MALES:

a)



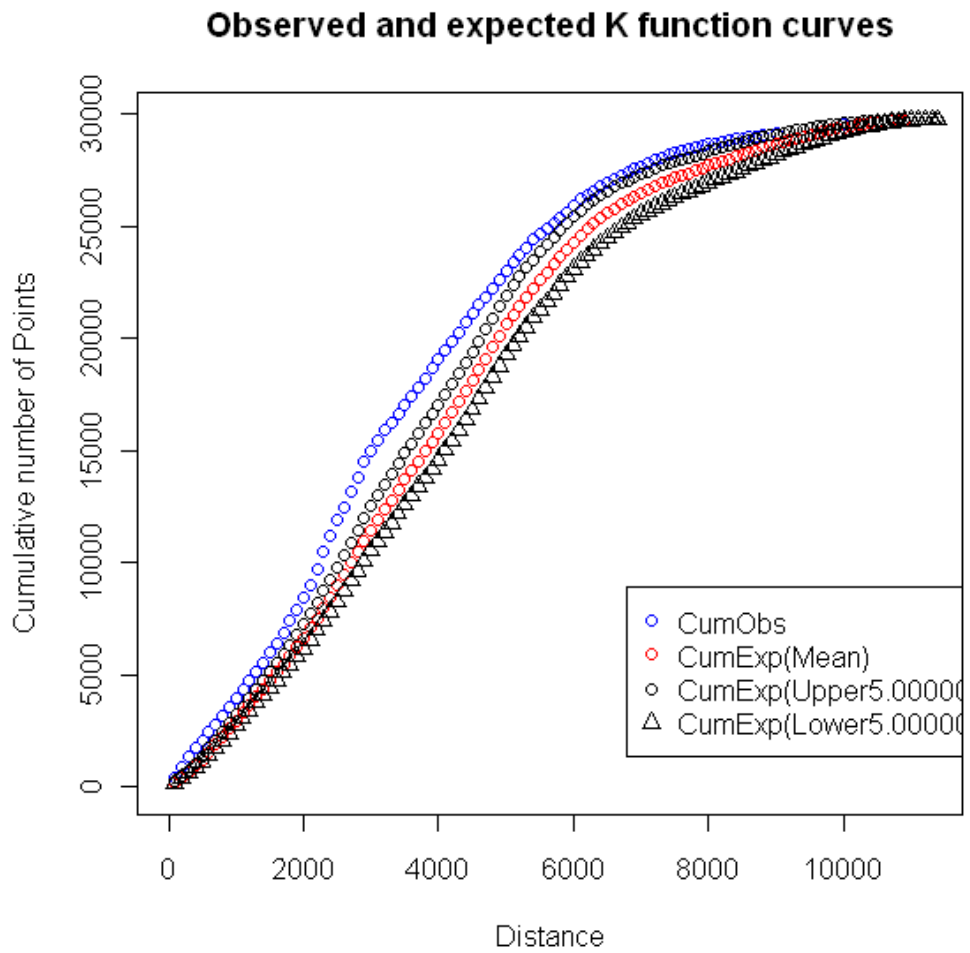
b)



APPENDICE 9

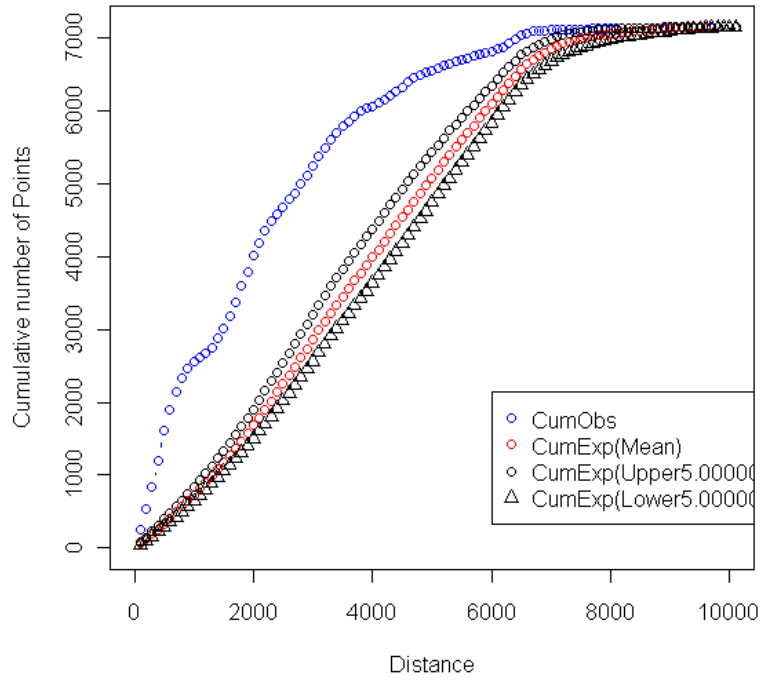
GRAFICI DELLA *NETWORK K FUNCTION* (SOFTWARE SANET 4.0) DI:

GRAPHICS OF THE NETWORK K FUNCTION (SOFTWARE SANET 4.0) OF:



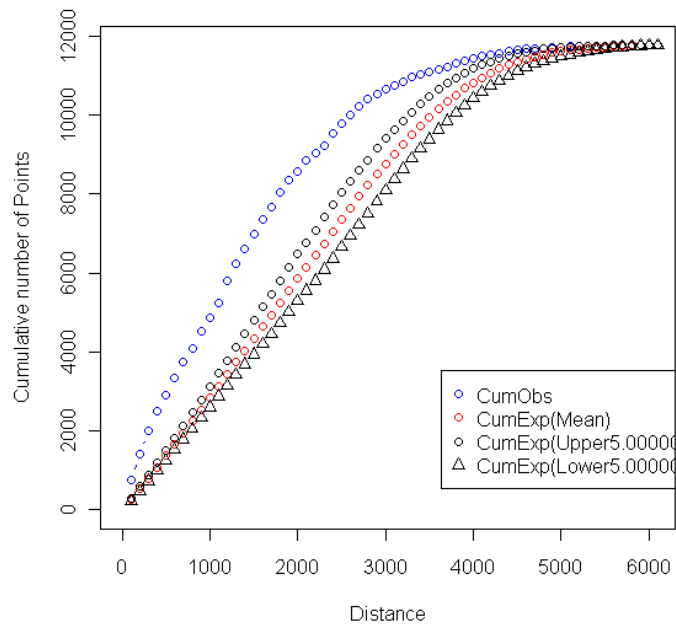
F1

Observed and expected K function curves



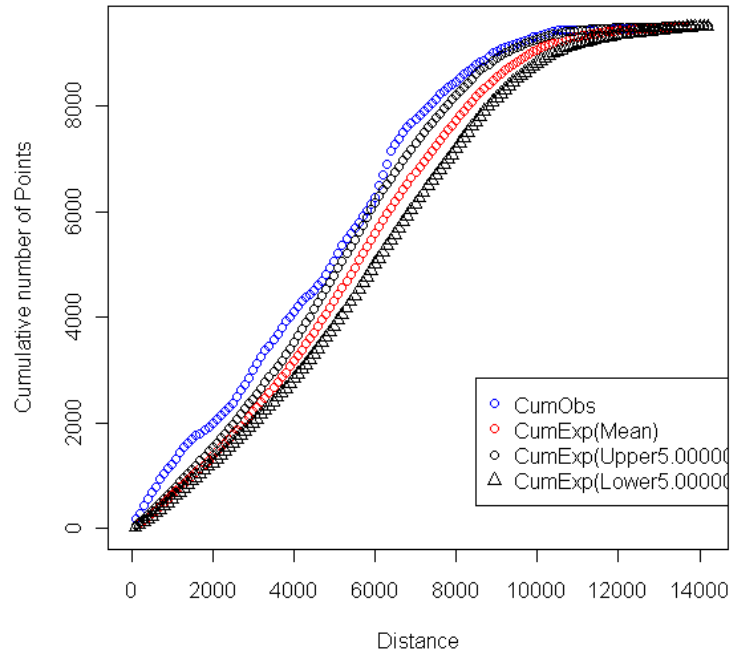
F3

Observed and expected K function curves



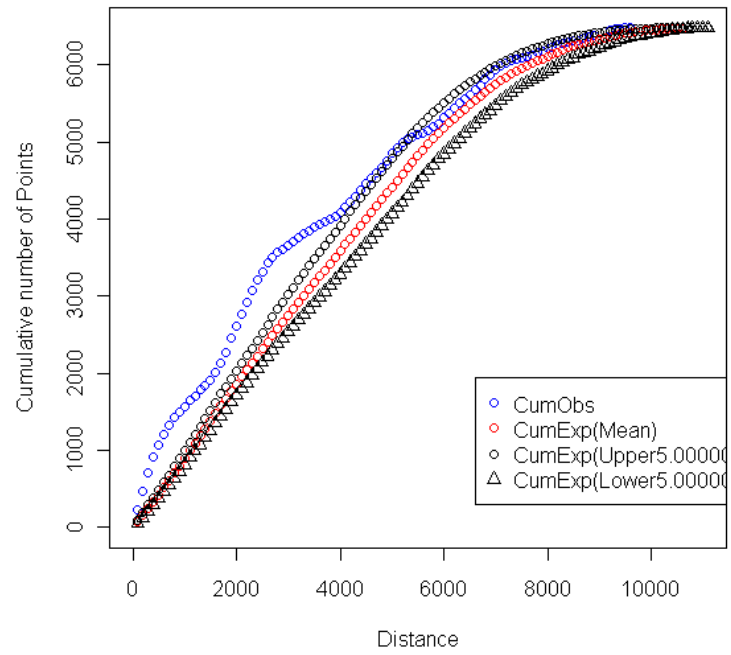
F4

Observed and expected K function curves



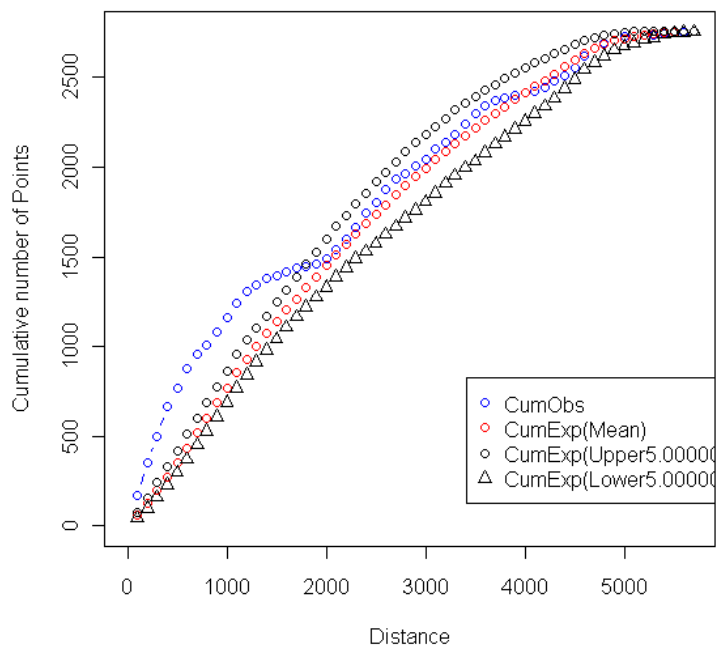
F5

Observed and expected K function curves



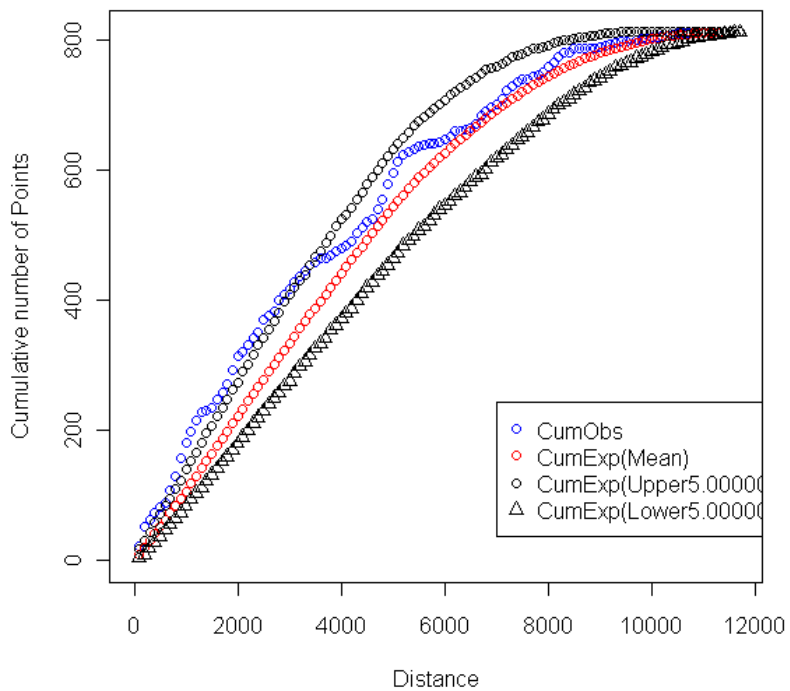
F6

Observed and expected K function curves



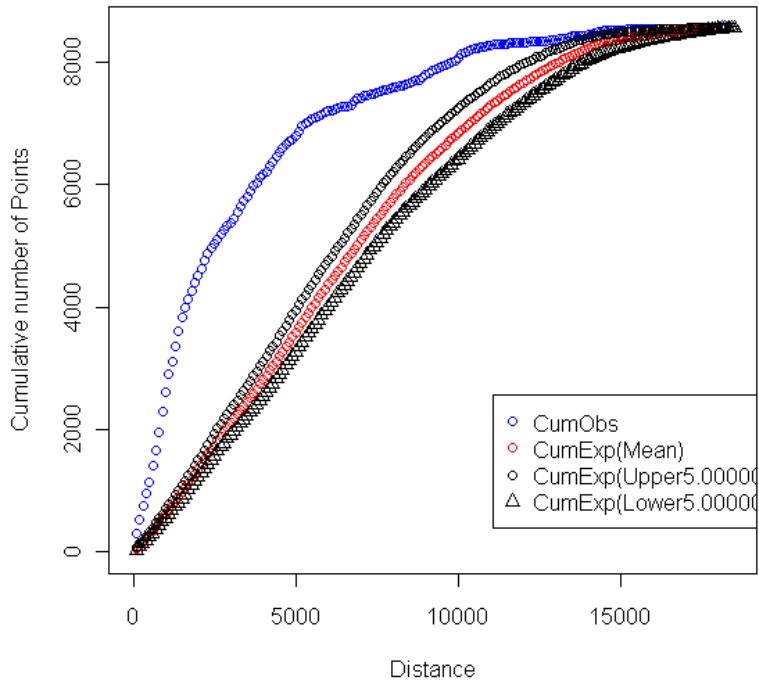
F8

Observed and expected K function curves



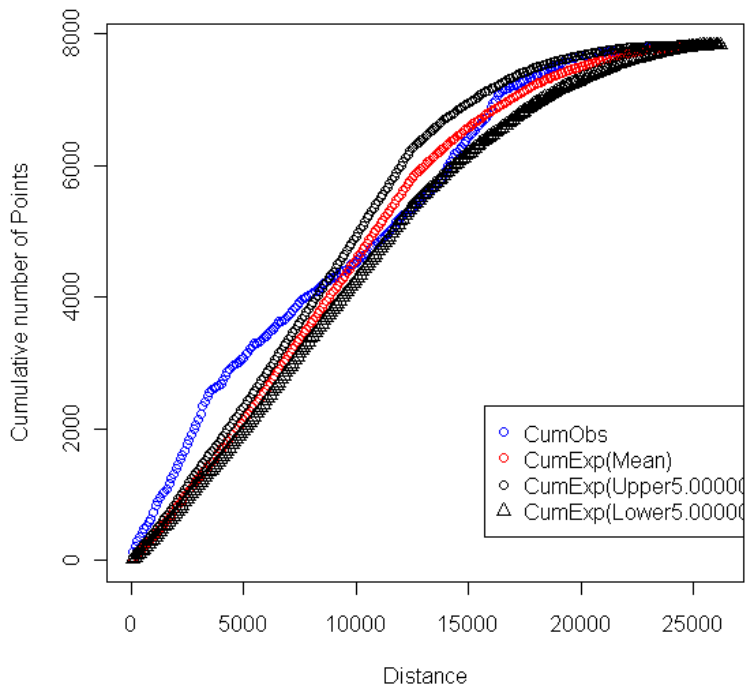
F13

Observed and expected K function curves



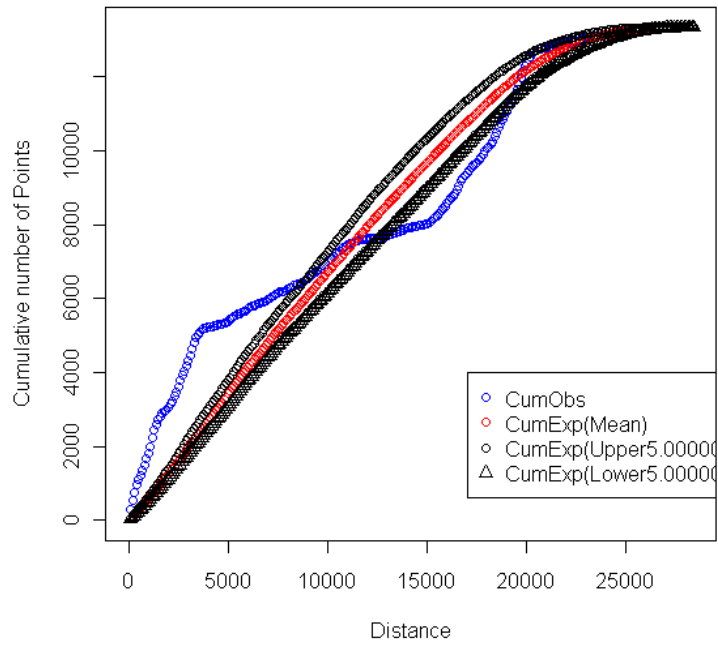
M1

Observed and expected K function curves



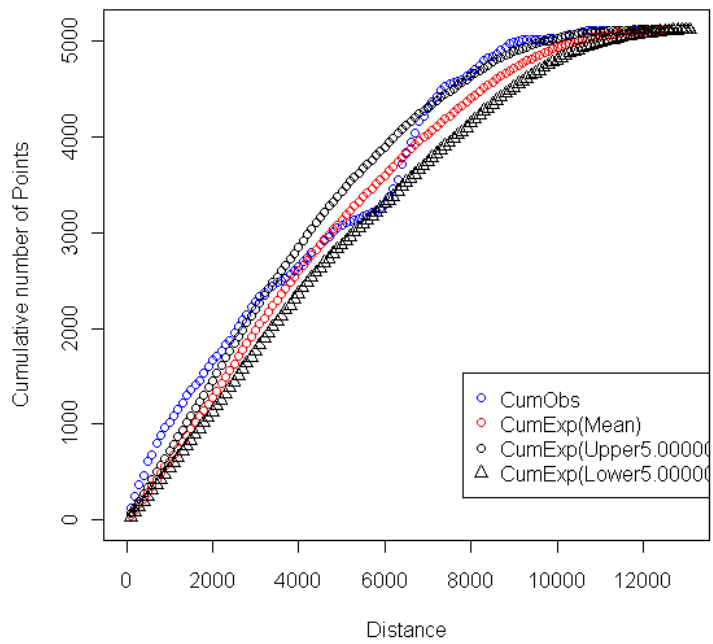
M2

Observed and expected K function curves



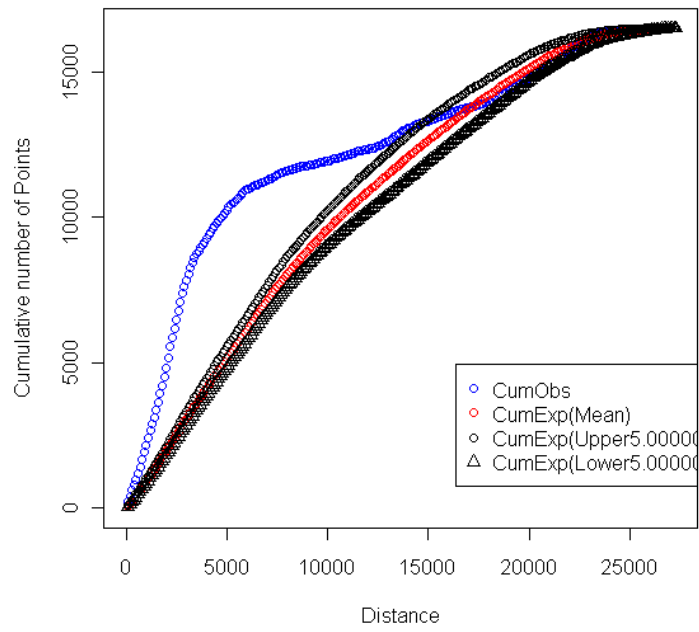
M3

Observed and expected K function curves



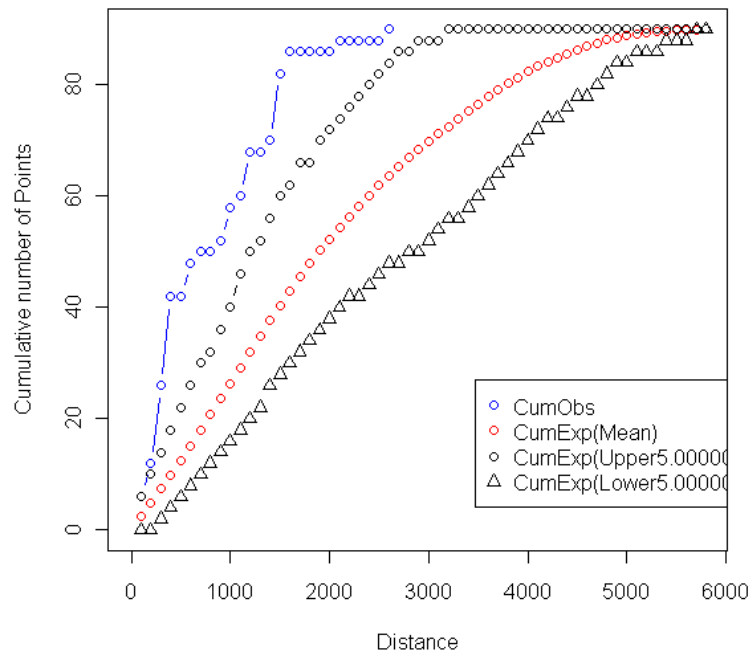
M4

Observed and expected K function curves



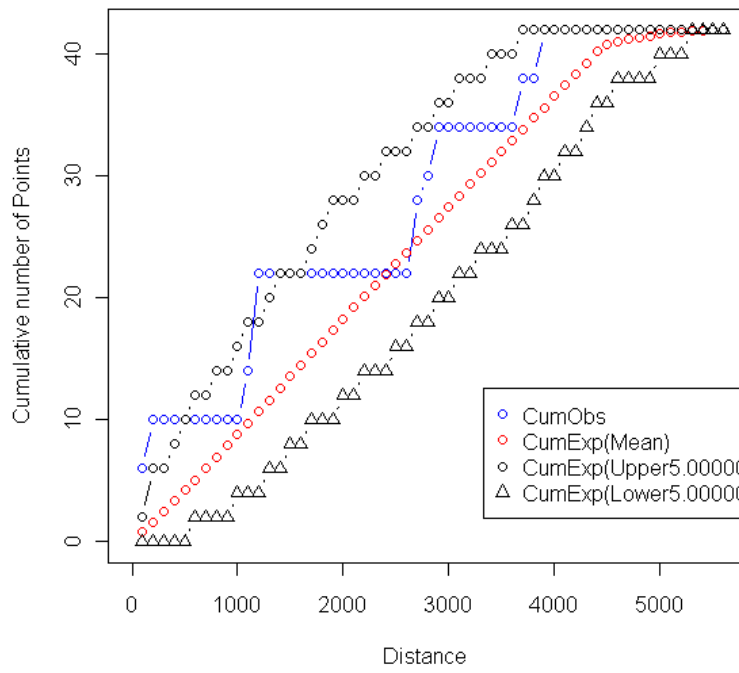
M5

Observed and expected K function curves



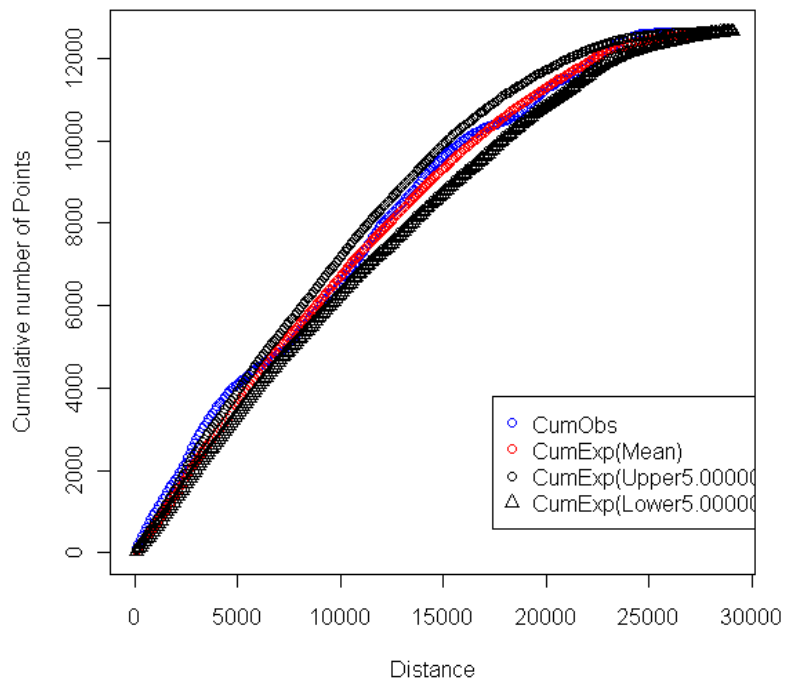
M6

Observed and expected K function curves



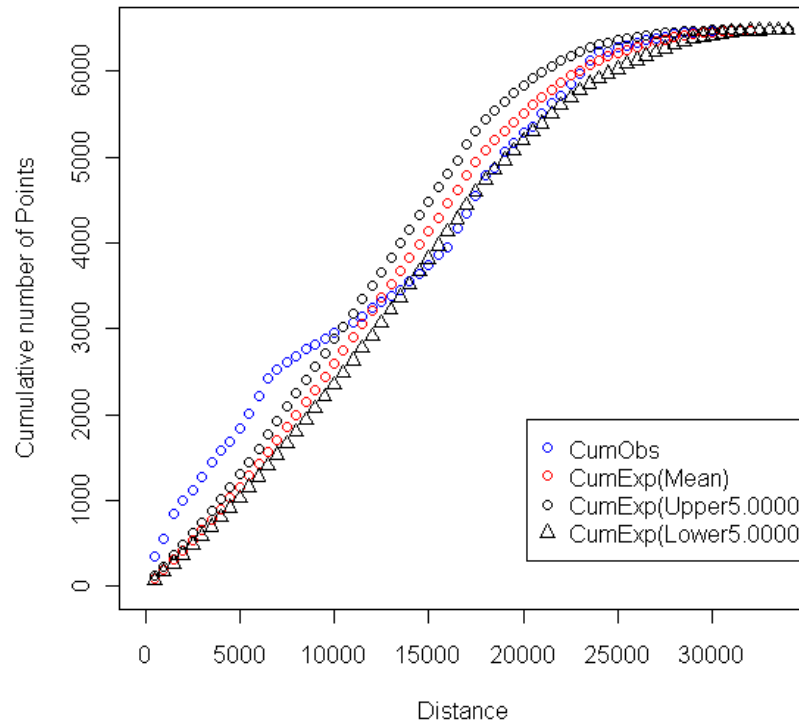
M7

Observed and expected K function curves



M8

Observed and expected K function curves

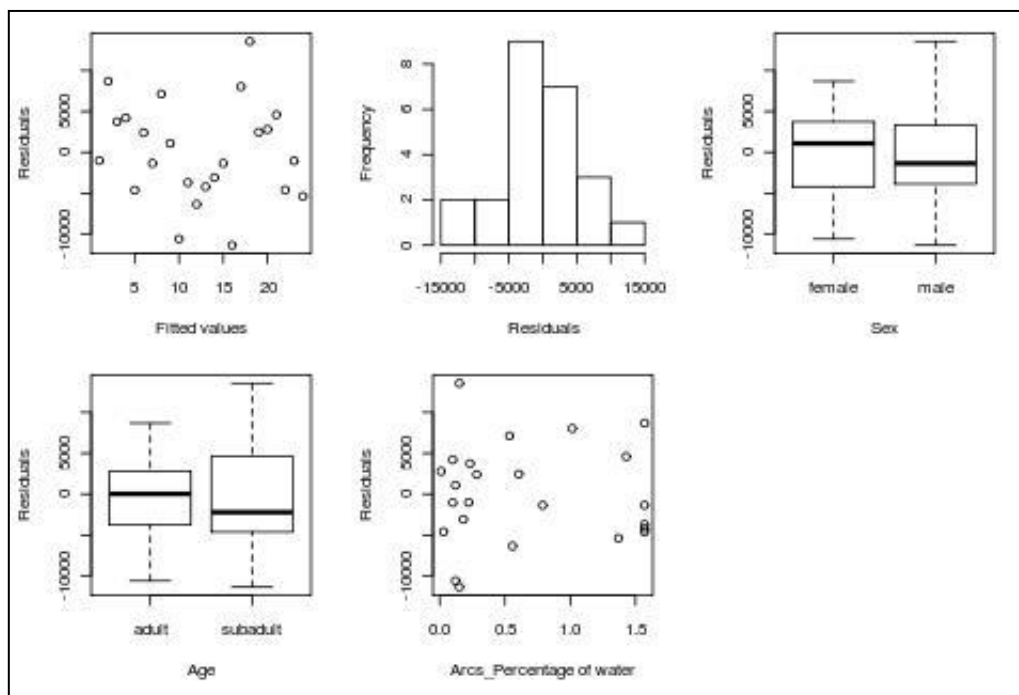


M9

APPENDICE 10

GRAFICI DI VALIDAZIONE DEL MODELLO SULL'ESTENSIONE DEGLI HR:

GRAPHICS OF THE VALIDATION OF THE MODEL ON HR EXTENSION:



APPENDICE 11

GRAFICI DI VALIDAZIONE DEL MODELLO SUI MOVIMENTI (STEPLENGHT):

GRAPHICS OF THE VALIDATION OF THE MODEL ON MOVEMENTS (STEPLENGHT):

