



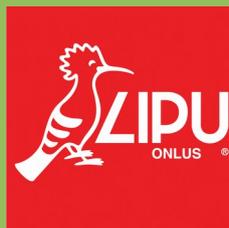
INDICATORE

POPOLAZIONI DI UCCELLI SENSIBILI

AI PRODOTTI FITOSANITARI

***SELEZIONE DELLA LISTA DI SPECIE E CALCOLO
DELL'INDICATORE***

2014





Questo progetto è possibile grazie a impegno, professionalità e passione di molte persone che hanno collaborato con la Lipu e con il progetto MITO2000, a titolo professionale o di volontariato, nella raccolta e nell'elaborazione dei dati.

Gruppo di lavoro:



Coordinamento Patrizia Rossi

Autori: Laura Silva, Mattia Brambilla, Marco Gustin, Claudio Celada, Patrizia Rossi

Via Udine, 3A - 43122 Parma – Tel. 0521 273043 - E-mail: patrizia.rossi@lipu.it

Con la collaborazione di:



Tommaso Campedelli

Via Garibaldi, 3 - Pratovecchio (AR) - Telefono 0575 529514

Per la citazione di questo documento si raccomanda: Rete Rurale Nazionale & LIPU (2015). Indicatore Popolazioni di Uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari aggiornato al 2014.

INDICE

1 INTRODUZIONE.....	4
1.1 IL PIANO D'AZIONE NAZIONALE PER L'USO SOSTENIBILE DEI PRODOTTI FITOSANITARI.....	4
1.1.1 L'INDICATORE "POPOLAZIONI DI UCCELLI SENSIBILI AI PRODOTTI FITOSANITARI".....	5
1.2 L'USO DEI PRODOTTI FITOSANITARI IN AGRICOLTURA IN ITALIA.....	7
1.3 GLI EFFETTI DEI PRODOTTI FITOSANITARI SULLA BIODIVERSITA' E IN PARTICOLARE SULL'AVIFAUNA.....	10
2 METODOLOGIA PER L'INDIVIDUAZIONE DEL SET DI SPECIE PER IL CALCOLO DELL'INDICATORE POPOLAZIONI DI UCCELLI SENSIBILI AI PRODOTTI FITOSANITARI.....	13
2.1 <i>SCELTA DELLE SPECIE E RACCOLTA DELLE INFORMAZIONI</i>	13
2.2 VALUTAZIONE DEL GRADO DI ESPOSIZIONE AI PRODOTTI FITOSANITARI	14
2.3 <i>VALUTAZIONE DELLA POTENZIALE ESPOSIZIONE DELLE SPECIE</i>	16
2.3.1 HABITAT UTILIZZATO DALLA SPECIE.....	16
2.3.2 ALIMENTAZIONE DI ADULTI E NIDIACEI.....	17
2.3.3 POSIZIONE DEI NIDI.....	20
2.3.4 VALUTAZIONE FINALE.....	21
3 RISULTATI.....	23
3.1 HABITAT UTILIZZATO DALLA SPECIE.....	23
3.2 ALIMENTAZIONE DI ADULTI E NIDIACEI.....	24
3.3 POSIZIONE DEI NIDI.....	30
3.4 VALUTAZIONE FINALE.....	33
4 IL CALCOLO DELL'INDICATORE POPOLAZIONI DI UCCELLI SENSIBILI AI PRODOTTI FITOSANITARI.....	36
5 CONSIDERAZIONI SUI RISULTATI OTTENUTI.....	40
6 BIBLIOGRAFIA.....	42

1 INTRODUZIONE

1.1 IL PIANO D'AZIONE NAZIONALE PER L'USO SOSTENIBILE DEI PRODOTTI FITOSANITARI

Il Piano d'Azione Nazionale per l'uso sostenibile dei Prodotti Fitosanitari (in seguito PAN-PF) è stato adottato con Decreto Interministeriale il 22 gennaio 2014 ai sensi dell'articolo 6 del D. Lgs del 14 agosto 2012, n. 150 recante: "Attuazione della Direttiva 2009/128/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi". Tale piano si prefigge di *"guidare, garantire e monitorare un processo di cambiamento delle pratiche di utilizzo dei prodotti fitosanitari verso forme caratterizzate da maggiore compatibilità e sostenibilità ambientale e sanitaria, con particolare riferimento alle pratiche agronomiche per la prevenzione e/o la soppressione di organismi nocivi, di cui all'allegato III del decreto legislativo n. 150/2012"*. Il PAN-PF prevede diverse azioni e due target principali: la protezione della salute e la tutela dell'ambiente, quest'ultimo si suddivide in tutela dell'ambiente acquatico e delle acque potabili e tutela della biodiversità e degli ecosistemi. Diverse azioni del Piano sono correlate al target di tutela della biodiversità e degli ecosistemi, tra le tante citiamo le "misure specifiche per la tutela delle aree naturali protette". Tra gli obiettivi generali del PAN-PF vi è quindi la conservazione della biodiversità e la tutela degli ecosistemi e per il raggiungimento di questo e di altri obiettivi il Piano, in via prioritaria, si propone di *"individuare indicatori utili alla misura dell'efficacia delle azioni poste in essere con il Piano e favorire un'ampia divulgazione dei risultati del relativo monitoraggio"*.

L'art. 22 del D. Lgs 14 agosto 2012, n. 150 specifica che gli indicatori dovranno anche *"rilevare le tendenze nell'uso di talune sostanze attive con particolare riferimento alle colture, alle aree trattate e alle pratiche fitosanitarie adottate"*.

Nel set di indicatori individuati dal PAN-PF (Allegato VII del capitolo B del Piano) è stata prevista per l'azione "misure specifiche per la tutela delle aree naturali protette" l'attivazione di un indicatore "specifico", l'indicatore n. 9, denominato "Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari" che utilizzi il flusso di dati MITO2000. I referenti individuati sono INEA, Lipu e Mipaaf.

Successivamente il Gruppo di Lavoro coordinato da ISPRA e istituito dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare in data 03/06/2013, nella relazione finale datata novembre 2014 dal titolo "Piano d'azione nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari - Proposta di set d'indicatori del Piano", rielabora il precedente set di indicatori considerando i seguenti criteri: la rilevanza delle informazioni rese, la misurabilità in termini di immediata disponibilità e aggiornabilità dei dati possibilmente affiancata da una serie storica consolidata a livello nazionale e infine la solidità scientifica, privilegiando dati provenienti da programmi di monitoraggio già esistenti e coerenti con le finalità del Piano. Gli indicatori inoltre non vengono più classificati in "prioritari" o "specifici" per l'assenza di una robusta motivazione e di specifici obiettivi quantitativi.

Viene quindi confermato un indicatore denominato "Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari" per l'azione "misure specifiche per la tutela delle aree naturali protette" la cui istituzione referente è l'INEA nella persona della dott.ssa Antonella Trisorio e la fonte dei dati individuata è il progetto MITO2000. L'indicatore coincide con l'indicatore *Farmland Bird Index* (FBI) che viene già calcolato nell'ambito delle attività della Rete Rurale Nazionale (RRN).

Come specificato anche nella relazione di ISPRA, è auspicabile che il Gruppo di Lavoro possa proseguire le attività anche successivamente all'avvio del Piano, verificando, migliorando e integrando il set di indicatori proposto, confrontandosi con esperti e organismi scientifici che abbiano competenze specifiche e consolidate nel settore, di cui non si sono potuti fino ad ora avvalere compiutamente.

Nell'ottica di proseguire l'implementazione e il perfezionamento degli indicatori del PAN-PF, nella presente relazione si fornisce una proposta di formulazione dell'indicatore "Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari" individuando una lista di specie ornitiche specifica per questo indicatore.

1.1.1 L'INDICATORE "POPOLAZIONI DI UCCELLI SENSIBILI AI PRODOTTI FITOSANITARI"

Lo scopo dell'indicatore è di rilevare gli effetti delle pratiche agricole, con particolare riferimento all'uso dei prodotti fitosanitari (in seguito definiti PF), sulla biodiversità attraverso la misurazione della tendenza delle popolazioni degli uccelli (ISPRA, 2014a).

È noto infatti come tra le comunità animali gli uccelli risultino essere ottimi indicatori ecologici a diverse scale geografiche. Gli uccelli sono infatti molto sensibili ai cambiamenti ambientali in quanto la loro sopravvivenza dipende dalla qualità degli habitat e dalla funzionalità degli ecosistemi. La loro capacità di rispondere in modo rapido ai cambiamenti ambientali, collegata al fatto che spesso occupano livelli trofici elevati, permette di comprendere i cambiamenti ambientali subiti anche da altri taxa che occupano livelli trofici inferiori. Un aspetto da non sottovalutare che rende gli uccelli buoni bioindicatori è anche la convenienza economica del monitoraggio che non richiede particolari strumentazioni per il censimento, il riconoscimento o l'analisi dei dati. La scelta di questo specifico gruppo tassonomico è stata tuttavia dettata anche dal fatto che attualmente, a livello nazionale, non esistono programmi di monitoraggio altrettanto sistematici e con serie storiche di dati così estese per taxa che sarebbero di per sé più rappresentativi degli effetti dell'impiego dei PF (ad esempio lepidotteri e carabidi).

Tra le limitazioni dell'indicatore ISPRA, nella relazione finale "Piano d'azione nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari - Proposta di set d'indicatori del Piano", fa notare che la sua rilevanza è ridotta dal fatto che non è direttamente correlabile all'uso dei prodotti fitosanitari e che l'andamento delle popolazioni di uccelli che definiscono il FBI non dipende esclusivamente dall'uso dei prodotti fitosanitari, ma dall'insieme delle pratiche agricole e di gestione del territorio che incidono sulla qualità degli habitat, sull'integrità e la funzionalità degli agro-ecosistemi. Questo perché gli effetti indiretti dei pesticidi, che generalmente si manifestano in una diminuzione quali-quantitativa della disponibilità di cibo o nel degrado dell'habitat, sono intrinsecamente difficili da misurare e si inseriscono in un contesto, quello dell'agricoltura intensiva, che produce diversi effetti negativi che influiscono sulle stesse specie impattate anche dai pesticidi (Jahn et al., 2014). La complessità delle interazioni che si instaurano tra pratiche agricole e aspetti ecologici dell'avifauna, nella quale si inseriscono le dinamiche e gli effetti dei pesticidi, è stata rappresentata in maniera semplificata da Benton et al. (2003) come mostrato in Figura 1. .

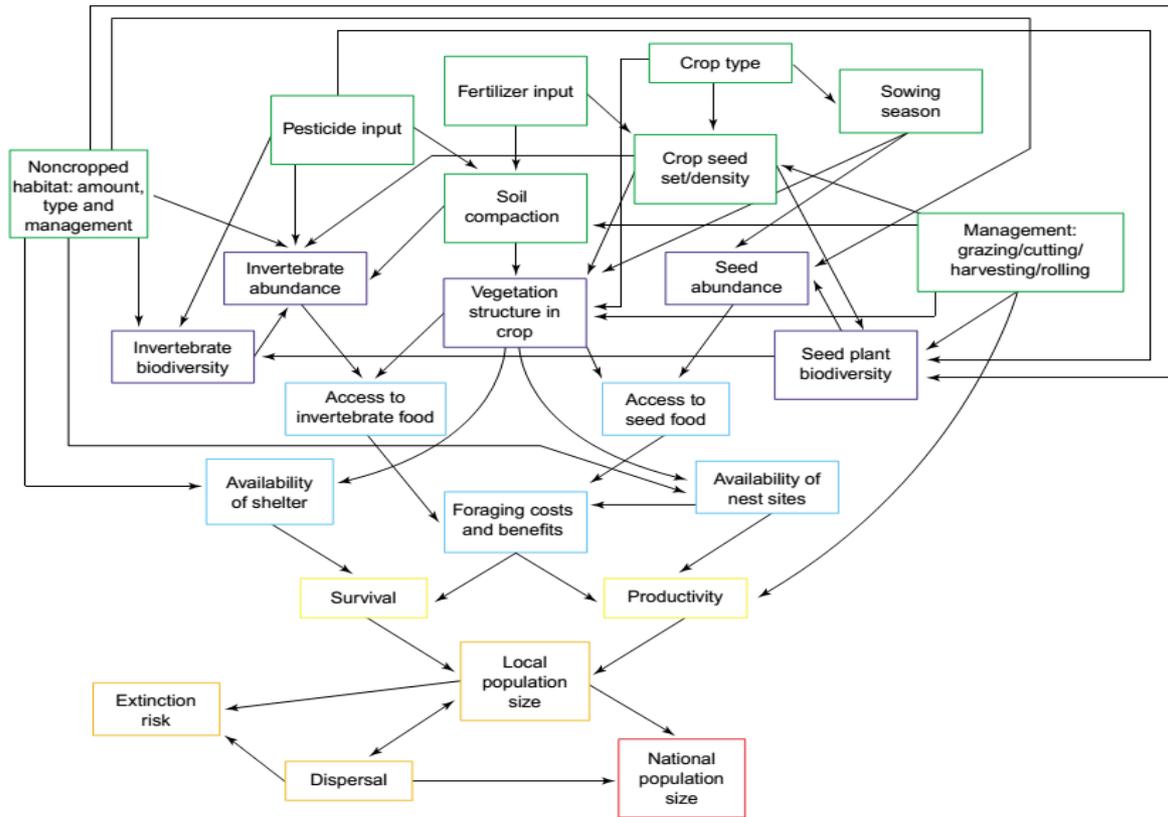
Ciò detto è auspicabile rendere l'indicatore il più sensibile ed efficiente possibile; il modo più semplice e coerente per farlo è definire accuratamente l'elenco delle specie che lo andranno a comporre. Questo avviene selezionando le specie di uccelli più sensibili all'impatto dei PF tra le specie *target* del progetto MITO2000.

È ragionevole infatti ipotizzare che gran parte, forse tutte, le specie ornitiche possano essere influenzate in qualche misura dai PF ma, anche, che ve ne siano alcune più sensibili.

L'utilizzo, per il calcolo dell'indicatore, degli andamenti di popolazione di specie di uccelli che, per le loro abitudini trofiche o riproduttive sono più sensibili ai prodotti fitosanitari, potrebbe migliorare la qualità dell'informazione sull'impatto dell'uso dei PF sulla biodiversità naturale.

Il set di specie che compone l'indicatore è stato individuato a partire dalle specie nidificanti che appartenenti al *Farmland Bird Index* (FBI) più alcune altre specie, ritenute vulnerabili a

causa della loro permanenza in ambienti verosimilmente contaminati dai PF utilizzati in agricoltura e per le quali il progetto MITO2000 può calcolare i trend di popolazione.



TRENDS in Ecology & Evolution

Figura 1. La natura multivariata e interattiva delle pratiche agricole e come queste influenzano gli uccelli. Le frecce indicano l'impatto delle pratiche agricole (box verdi) in maniera indiretta (box blu) o diretta (caselle celesti) sulle tendenze demografiche delle specie ornitiche (box gialli) e pertanto le dinamiche delle popolazioni locali (box arancioni) e la popolazione complessiva della specie (box rosso). Il foraggiamento per le specie ornitiche è determinato sia dalla quantità di cibo (abbondanza) sia dalla disponibilità (accessibilità) all'interno dell'habitat.

La Lipu in collaborazione con la RRN calcola questo indicatore nell'ambito delle attività per lo sviluppo rurale finanziate dal Mipaaf e dall'Unione Europea. Il progetto MITO2000 (Monitoraggio ITALiano Ornitologico) è un programma di monitoraggio dell'avifauna nidificante e aderisce al Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS), un programma di monitoraggio delle popolazioni di uccelli nidificanti a livello continentale (27 Paesi aderenti) promosso dallo European Bird Census Council (EBCC) e da BirdLife International. Avviato nel 2000, è diretto da un Coordinamento nazionale di cui la Lipu fa parte e ha il principale obiettivo di fornire indicazioni sull'andamento di popolazione nel tempo delle specie nidificanti e di calcolare indicatori aggregati. Il progetto MITO2000 dal 2009 è sostenuto dalla RRN ed è principalmente finalizzato all'aggiornamento del *Farmland Bird Index* (FBI) a livello nazionale e regionale. Di conseguenza il progetto raccoglie informazioni di rilevanza solo marginale per la misurazione dei fenomeni legati all'utilizzo dei PF. Tuttavia, l'elevata qualità dell'informazione (solidità scientifica, rappresentatività geografica, disponibilità di serie storiche, ecc.), già utilizzata per il calcolo di indicatori "istituzionali" a livello nazionale e regionale, supporta l'idea di considerare i dati del monitoraggio nazionale dell'avifauna ai fini del PAN-PF.

1.2 L'USO DEI PRODOTTI FITOSANITARI IN AGRICOLTURA IN ITALIA

L'utilizzo di prodotti fitosanitari in agricoltura, finalizzato al controllo di invertebrati o piante infestanti, ha importanti risvolti ambientali che vanno adeguatamente monitorati e valutati.

Molte di queste sostanze sono infatti pericolose per gli organismi viventi in generale. In funzione delle caratteristiche molecolari, delle condizioni di utilizzo e di quelle del territorio, esse possono migrare e lasciare residui nell'ambiente e nei prodotti agricoli, con un rischio immediato e nel lungo termine per l'uomo e gli ecosistemi (ISPRA, 2013).

I pesticidi da un punto di vista normativo si possono distinguere in prodotti fitosanitari (Regolamento CE 1107/2009, Direttiva 91/414/CEE) ossia le sostanze utilizzate in agricoltura e in prodotti biocidi (Regolamento UE 528/2012, Direttiva 98/8/CE) impiegati con diverse finalità (pesticidi per uso non agricolo, disinfettanti, preservanti, ecc).

In questo studio verranno considerati soltanto i PF per uso agricolo.

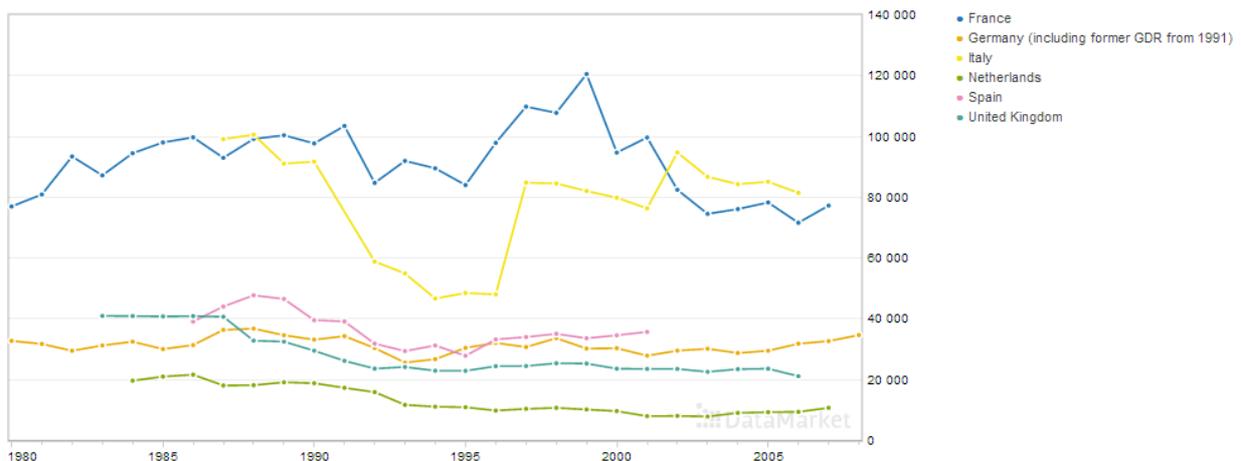
L'inquadramento legislativo e l'attenzione politica nei confronti di questi prodotti, in commercio già dalla prima metà del secolo scorso, è relativamente recente. Solo a partire dal 2001, 90 Paesi di tutto il mondo sottoscrivono la Convenzione di Stoccolma formulata dall'UNEP (United Nations Environment Protection), con la quale viene promossa la progressiva eliminazione di sostanze inquinanti e persistenti nell'ambiente, note come POPs (Persistent Organic Pollutants), partendo da una prima lista di 12 sostanze note come "la sporca dozzina". Nello stesso anno, la Commissione Europea con il Libro bianco "Strategia per una politica futura in materia di sostanze chimiche" contribuisce a fissare l'obiettivo di rendere sostenibile lo sviluppo dell'industria chimica nell'ambito del mercato unico. Tale strategia, basata sul principio di precauzione, prevede incentivi per la sostituzione delle sostanze che presentano i maggiori problemi sanitari e pone a carico dell'industria il cosiddetto onere della prova (INEA, 2002). In quegli anni i nuovi indirizzi della PAC e le misure agroambientali, volte a incentivare l'adozione delle tecniche di produzione dell'agricoltura integrata e biologica, portano i Paesi europei a ridurre ulteriormente l'impiego di mezzi chimici in agricoltura. Nel 2005 viene pubblicato il Regolamento CE 396/2005 che disciplina i livelli massimi di residui (LMR) di antiparassitari per i prodotti alimentari e i mangimi di origine vegetale e animale. In questo percorso di riforme si giunge infine alla Direttiva 2009/128/CE che obbliga gli Stati Membri ad elaborare piani nazionali sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari per diminuire i rischi per la salute umana e per l'ambiente, promuovendo l'uso della difesa integrata e approcci o tecniche alternativi a quelli tradizionali.

Per effetto di queste politiche e grazie all'introduzione di molecole innovative a bassi dosaggi di impiego, in Italia tra il 1990 e il 2012 si registra una riduzione del 32,5% del consumo di PF (dati Agrofarma - INEA, 2007; 2013), mentre nell'ultimo decennio (2002-2013) la distribuzione dei pesticidi in termini di quantità si è contratta del 19,7%, cioè complessivamente di 33.000 tonnellate, così come è diminuita la quantità di principi attivi contenuti nei PF, ma in misura maggiore (-34,7% pari a 32.820 tonnellate), probabilmente proprio grazie all'innovazione in campo chimico (dati Istat, 2013).

Nonostante questo, secondo l'Istat sono circa 134.000 le tonnellate di PF, corrispondenti a 70.700 di principi attivi, distribuiti sul suolo agricolo italiano soltanto nel 2012.

A livello europeo l'Italia è tra i maggiori utilizzatori di pesticidi e dal 2002 detiene il primato nel quantitativo di principi attivi consumati, a fronte di una superficie agricola inferiore a quella di molti altri Paesi (SAU Italia: 12,8 milioni di ettari; SAU Francia: 27,8 milioni di ettari; SAU Germania: 16,7 milioni di ettari; SAU Spagna: 23,7 milioni di ettari) (Figura 2-dati Eurostat).

Sales of pesticides (tonnes of active ingredient)



Source: Eurostat

Figura 2. Dati di vendita dei prodotti fitosanitari in alcuni paesi europei

A livello nazionale il 54,1% dei PF viene distribuito nelle regioni settentrionali, il 35,1% in quelle meridionali e il 10,7% in centro Italia (dati Istat, 2015). Le regioni con la maggior distribuzione di principi attivi per ettaro di superficie agricola utilizzata sono il Trentino Alto Adige (42,33 kg/ha) cui seguono Veneto (12,62 kg/ha), Campania (10,93 kg/ha), Liguria (9,86 kg/ha), Sicilia (9,8 kg/ha), Emilia-Romagna (7,78 kg/ha), Friuli Venezia-Giulia (7,32 kg/ha), Piemonte (6,76 kg/ha), Lazio (6,62 kg/ha), Abruzzo (6,42 kg/ha) e Lombardia (5,65 kg/ha). Il quantitativo più basso, pari a 1,07 kg/ha si ha in Molise (Annuario dei dati ambientali 2013, ed. 47/2014, ISPRA).

I PF più utilizzati sono i fungicidi (47,9%), seguiti da insetticidi (20%) ed erbicidi (18,1%); differente la suddivisione dei principi attivi, il cui 59,7% è costituito da fungicidi, il 16% da vari, il 13% da erbicidi, il 10,8% da insetticidi e acaricidi e lo 0,5% dai biologici (ISPRA, 2014c). I fungicidi hanno mostrato un'elevata correlazione negativa nei confronti delle specie ornitiche che nidificano al suolo negli ambienti agricoli (Geiger et al., 2010).

In Figura 3 si riporta un quadro delle dosi medie impiegate dei PF e del numero medio di interventi eseguiti a carico delle principali specie vegetali per ettaro di superficie tratto dall'Annuario dei dati ambientali 2013, ed. 47/2014" pubblicato da ISPRA. È evidente come i vigneti siano gli ambienti che subiscono le irrorazioni maggiori e con la più elevata frequenza, a seguire le coltivazioni di pomodoro da industria, di patate, gli oliveti e il mais. Mancano purtroppo i quantitativi di pesticidi impiegati nei frutteti, che si presume essere anch'essi elevati. A supporto di questo, Groppali & Camerini (2006) indicano i frutteti tra le coltivazioni in cui è più massiccio l'uso di PF, anche a causa dell'ampia diffusione di cultivar molto produttive e molto sensibili agli attacchi da parte di funghi, batteri, acari e insetti. Nella stessa pubblicazione vengono anche riportati i dati quantitativi relativi al consumo di prodotti fitosanitari (erbicidi, insetticidi, fungicidi) in Emilia-Romagna, relativi alla sola annata 1998-1999, in colture specializzate di melo (32,25 kg/ha), pero (48,38 kg/ha) e pesco (17,34 kg/ha) che confermerebbe l'elevato utilizzo di PF nei frutteti, paragonabile a quello impiegato nei vigneti. Dai dati pubblicati sul Programma di Sviluppo Rurale 2007-2013 della Provincia Autonoma di Bolzano emerge che in frutticoltura vengono impiegati ben 7 kg/ha di fungicidi e 8 kg/ha di insetticidi (fonte: <http://www.ambientesalute.org/territorio/agricoltura>). L'Istat, nel report sull'utilizzo dei prodotti fitosanitari nella coltivazione della vite del febbraio 2011, fornisce il valore dei quantitativi di insetticidi, erbicidi e fungicidi impiegati nei meleti per le annate agrarie 1999-2000, che risultano essere rispettivamente: 32,6 kg/ha, 0,7 kg/ha, 19,7 kg/ha. In assenza di dati specifici, si ritiene che l'impiego di pesticidi nei pioppeti, invece, sia piuttosto modesto in quanto il diserbo praticato è prevalentemente meccanico e l'utilizzo di insetticidi è previsto solo nei primi anni dall'impianto e solo con

determinati prodotti fitosanitari. Groppali & Camerini (2006) valutano le dosi di pesticidi da 2 a 15 volte inferiori rispetto ad altre coltivazioni praticabili nelle medesime aree.

Tipo di coltiva- zione	Annata	Fungicida				Insetticida e acaricida				Erbicida o diserbante				Vari *		Biologici		Misti		TOTALE			
		Quantità		Trattamenti		Quantità		Trattamenti		Quantità		Trattamenti		Quantità		Quantità		Trattamenti		Quantità		Trattamenti	
		totale	media ^b	n. tot	n./ha	totale	media ^b	n. tot	n./ha	totale	media ^b	n. tot	n./ha	totale	media ^b	totale	media ^b	n. tot	n./ha	totale	media ^b	n. tot	n./ha
	kg	kg/ha			kg	kg/ha			kg	kg/ha			kg	kg/ha	kg	kg/ha			kg	kg/ha			
Fruento tenero *	2002-2003	51.381	0,9	59.934	0,3	5.353	0,2	36.162	0,2	96.038	0,6	179.551	1	-	-	-	-	-	-	152.771	0,8	275.647	1,5
Fruento duro *	2002-2003	48.937	1,2	47.347	0,1	7.437	0,2	65.263	0,1	355.901	0,5	812.649	1,1	-	-	-	-	-	-	412.277	0,8	925.259	1,3
Orzo *	2002-2003	-	-	-	-	-	-	-	-	32.231	0,8	16.049	1,1	-	-	-	-	-	-	32.231	0,8	13.806	1,1
Avena *	2002-2003	-	-	-	-	-	-	-	-	18.433	0,4	14.426	1,0	-	-	-	-	-	-	18.433	0,4	8.929	1,0
Patata	2003-2004	25.997	3	13.979	1,5	2.129	0,4	7.083	0,8	3.554	0,8	2.831	0,7	-	-	-	-	545	0,1	31.770 ^d	3,6	24.438	3,1
Vite	2004-2005	11.582.000	15,5	2.085	2,8	80.100	0,1	68	0,1	-	-	-	-	7.100	^e	-	-	24	11.669.200	15,6	2.177	2,9
Olivo	2005-2006	576.300	2,3	198	2	354.500	2,2	96	1,4	140.800	2,3	21	1,7	-	-	-	-	48	2,2	1.071.600	3,5	363	7,3
Mais	2006-2007	-	-	-	-	19.730	0,2	9.077	0,1	1.859.630	2,4	147.241	1,3	-	-	-	-	-	-	1.879.360	2,4	156.318	1,4
Fruento tenero	2007-2008	164.710	0,7	190.954	0,4	35.617	0,3	86.363	0,2	144.576	0,3	381.551	0,8	9.710	0,3	-	-	-	-	213.158	0,5	354.613	0,8
Fruento duro	2007-2008	159.077	0,6	262.112	0,3	27.079	0,3	69.218	0,1	254.148	0,2	919.846	1	20.373	1	-	-	-	-	310.232	0,3	460.677	0,5
Patata	2008-2009	197.065	4,7	83.115	1,9	15.256	0,3	67.256	1,5	18.795	1,0	47.004	1,1	2.865	1,7	-	-	-	-	27.147	0,6	235.377 ^d	5,4
Vite ^e	2009-2010	18.610.983	26,5	2.399.000	10,1	285.411	1,1	189.000	3,1	179.765	0,7	91.000	1,9	4.067	^c	2.044	^c	63.000	-	19.082.270	26,6	2.742.000	12,3
Olivo ^e	2010-2011	373.651	1,3	249.925	1,8	175.545	1,1	87.802	1,5	120.703	1,7	32.213	1,5	8.392	0,7	778	0,1	19.778	-	679.069	1,8	389.718	2,3
Pomodoro ^e	2011-2012	401.200	6,1	61.639	7,3	36.200	0,7	31.115	2,8	61.400	1,1	12.483	3,2	3.500	0,9	4.997	1,4	7.800	1,64	507.297	5,9	113.037	9,5

Fonte: ISTAT
Legenda:
^a Includono fitoregolatori nel caso della vite e fitoregolatori, altri e altri biologici nel caso del frumento tenero e duro; ^b La media esprime i chilogrammi di principi attivi utilizzati per ettaro di superficie trattata con i corrispondenti prodotti fitosanitari; ^c Valore trascurabile; ^d Include i biologici; ^e Dall'annata agraria 2009-2010 il calcolo del numero medio di trattamenti è cambiato e non possono essere effettuati confronti con le annate precedenti.

Nota:
^{*} Dati aggiornati in base a ISTAT (2005)

Figura 3. Principi attivi utilizzati nelle singole coltivazioni in diverse annate agrarie e trattamenti fitosanitari effettuati nelle singole coltivazioni in diverse annate agrarie

Nel 2014 ISPRA ha aggiornato il "Rapporto nazionale pesticidi nelle acque - dati 2011-2012" nel quale si evidenzia una contaminazione delle acque da PF concentrata soprattutto nell'area padano-veneta ed in alcune aree specifiche del Paese. Nelle acque superficiali sono stati trovati pesticidi nel 57% dei punti controllati, nelle acque sotterranee nel 31%. Sono state rintracciate ben 175 sostanze delle 335 ricercate e spesso è inevitabile che nelle acque si riscontrino miscele di più sostanze, senza peraltro conoscere i possibili effetti combinati dei loro residui che potrebbero essere anche più gravi della somma degli effetti delle singole sostanze.

Gli erbicidi sono le sostanze più rinvenute, soprattutto a causa dell'utilizzo diretto sul suolo e del periodo di utilizzo concomitante con le precipitazioni meteoriche primaverili; rispetto al passato tuttavia è aumentata significativamente la presenza di fungicidi e insetticidi soprattutto nelle acque sotterranee. Le sostanze che vengono rintracciate più frequentemente nelle acque superficiali sono gli erbicidi come il glyphosate e il suo metabolita AMPA, il metolaclo, l'oxadiazon, la terbutilazina e il suo principale metabolita ma anche l'imidacloprid, un insetticida neonicotinoide e il triciclazolo, un fungicida.

Il quadro che ne risulta, d'altra parte, è ancora largamente incompleto per le acque superficiali, dove solo poche sostanze hanno uno specifico Standard di Qualità Ambientale (SQA), in tutti gli altri casi il limite è generico; il confronto, inoltre, è spesso vanificato dalle prestazioni dei laboratori non adeguate. Vi è inoltre la necessità di un aggiornamento complessivo dei programmi di monitoraggio regionali, che non tengono conto delle sostanze immesse sul mercato in anni recenti. Circa 200 sostanze di quelle attualmente in uso non sono incluse nei programmi di monitoraggio; esemplificativo è proprio il caso del glyphosate e del suo metabolita AMPA, che vengono ricercati esclusivamente nella regione Lombardia, nonostante il glyphosate sia una delle sostanze più vendute e che più determina il superamento degli SQA nelle acque superficiali, pertanto il loro futuro inserimento nei

programmi di monitoraggio potrebbe determinare un sensibile aumento dei casi di non conformità nelle regioni dove ora non vengono cercate.

Per quanto riguarda gli insetticidi, in particolare i neonicotinoidi e precisamente l'imidacloprid, quest'ultimo viene riscontrato nel 24,3% dei 189 punti di monitoraggio controllati. Nelle acque sotterranee in termini di frequenza è la sostanza che determina il maggior superamento degli SQA. Anche l'imidacloprid non è ancora stato inserito nel protocollo di monitoraggio di tutte le regioni italiane, anzi il monitoraggio viene fatto sicuramente in meno del 60% dei campioni analizzati; questo nonostante sia una delle sostanze più rilevate (ISPRA, 2013). È lecito pensare che nemmeno i metaboliti di alcuni neonicotinoidi che si creano per degradazione fotolitica, e altrettanto tossici e persistenti (Van Dijk et al., 2013; Goulson, 2013), siano stati inseriti nei protocolli di monitoraggio. I neonicotinoidi infatti non sono stati inseriti nemmeno nella lista delle sostanze prioritarie da monitorare della Direttiva Quadro sulle acque (Direttiva 2000/60/CE).

1.3 GLI EFFETTI DEI PRODOTTI FITOSANITARI SULLA BIODIVERSITA' E IN PARTICOLARE SULL'AVIFAUNA

Gli organismi che risentono maggiormente degli effetti dei pesticidi sono la pedofauna, i macroinvertebrati bentonici, gli insetti impollinatori, gli insetti fitofagi, i granivori (mammiferi e uccelli) e indirettamente gli animali che si nutrono di insetti (Goulson, 2013).

Negli ecosistemi agricoli le concentrazioni di insetticida accumulate nel suolo, nella vegetazione ai margini dei campi, nel polline e nel nettare delle colture, spesso superano quelle presenti all'interno dei tessuti vegetali delle stesse colture trattate e pare che i valori di tali concentrazioni siano sufficienti a causare mortalità diretta nelle specie di insetti non *target* più sensibili, oltre ad effetti sub-letali cronici in un numero anche maggiore di specie (Goulson, 2013). Tra i rischi legati agli insetticidi neonicotinoidi negli ecosistemi acquatici, vi sono gli effetti cumulativi dovuti a esposizione prolungata. Infatti, mentre molti pesticidi non producono alcuna conseguenza al di sotto di un certo livello di contaminazione, gli effetti cumulativi dei neonicotinoidi implicano che, anche alle più basse concentrazioni, se mantenute per un periodo prolungato, ci siano effetti tossici sugli invertebrati acquatici (Van Dijk et al., 2013).

In diverse *review* vengono presentati gli effetti negativi dei pesticidi sulla biodiversità (Chagnon et al., 2014; Gibbons et al., 2015).

Anche gli effetti indotti dall'uso di pesticidi sugli uccelli sono stati oggetto di numerosi studi scientifici (per un'ampia *review* si veda anche Burn, 2000). I diversi articoli che trattano l'argomento mostrano come le conseguenze dipendano dal tipo di molecola, dalla matrice ambientale, dalla specie ornitica considerata o dalle alterazioni che insistono sulle reti trofiche. Gli effetti si possono tuttavia riassumere genericamente in effetti diretti ed effetti indiretti.

Gli effetti diretti dell'impatto dei pesticidi possono essere causati da diversi tipi di esposizione: l'ingestione di semi conciatati, tessuti vegetali o prede contaminate, l'assunzione di acqua contaminata, l'esposizione diretta durante l'irrorazione delle colture, il contatto con superfici trattate, l'inalazione e l'attività di *preening* (attività di cura del piumaggio) (Gibbons et al., 2015). L'esempio di effetto diretto più conosciuto è quello che il DDT e il suo metabolita DDE causarono sui rapaci, a causa dell'assottigliamento del guscio delle uova e una conseguente elevata perdita di covate (Burn, 2000). Fortunatamente i progressi avvenuti nel settore chimico dall'era dei composti organoclorurati hanno portato, almeno in Europa, all'impiego oggi in agricoltura di molecole chimiche meno persistenti nell'ambiente, che non si bioaccumulano negli individui e pertanto non producono processi di biomagnificazione all'interno delle reti trofiche. Attualmente il rischio principale è per le specie granivore, in particolare per quelle di piccola taglia, che possono nutrirsi di semi

conciati con insetticida, solitamente neonicotinoidi (Gibbons et al., 2015; American Bird Conservancy, Mineau & Palmer, 2013). Il rischio di intossicazione acuta è infatti relativamente elevato essendo sufficiente un numero ridotto di semi trattati per condurre alla morte e meno di ¼ di seme per far insorgere effetti sub-letali in un uccello delle dimensioni di un passero (American Bird Conservancy, Mineau & Palmer, 2013).

La sensibilità dell'avifauna ai prodotti fitosanitari viene comunemente determinata dalla dose letale LD₅₀ e dalla concentrazione letale LC₅₀ (Nimmo & Mc Ewen, 1994), indici standard utili a determinare oggettivamente e a confrontare il livello di pericolosità delle sostanze chimiche che esercitano un effetto diretto sugli esseri viventi. Tali indici però sono valutati sulle risposte di specie *target* di laboratorio delle quali tuttavia pochissime appartengono alla fauna selvatica. Il rischio di sottostimare la tossicità per alcune specie ornitiche è determinato dalle differenti sensibilità interspecifiche ai pesticidi e di conseguenza dalle diverse risposte fisiologiche delle specie, che quasi mai vengono prese in considerazione in quanto le valutazioni del rischio si praticano esclusivamente in laboratorio e su un limitato numero di specie ornitiche (quasi esclusivamente germano reale e colino della Virginia) (Gibbons et al., 2015). L'American Bird Conservancy (2013), infatti, afferma che l'EPA, l'agenzia per la protezione dell'ambiente statunitense, sottostima di 1,5-10 volte (in base al tipo di principio attivo considerato) la tossicità per le specie ornitiche selvatiche potenzialmente più esposte a tali impatti. Anche un tentativo di presupporre una risposta fisiologica sulla base dell'affinità sistematica o sulla similarità della taglia con specie per le quali sono noti gli effetti da contaminazione di PF sarebbe azzardato, dato che si è appurato come tali effetti possano essere diversi anche nell'ambito di una stessa famiglia (Tucker & Haegele, 1971). Un'esclusiva valutazione del valore dell'LD₅₀ potrebbe inoltre celare i possibili effetti sub-letali e gli effetti sulla fertilità. È noto infatti che l'assunzione da parte degli uccelli di dosi anche molto ridotte rispetto alla dose letale, può condurre gli individui a comportamenti anomali, a parziali paralisi o comunque a un generale deperimento, che si riflettono sulle dinamiche di popolazione (Gibbons et al., 2015; American Bird Conservancy, Mineau & Palmer, 2013).

Nel valutare l'impatto dei pesticidi sull'avifauna non si può prescindere dal considerare anche e soprattutto gli effetti indiretti, che tuttavia risultano difficili da dimostrare in modo inequivocabile. Boatman et al. (2004) hanno evidenziato tre criteri che devono essere soddisfatti per poter stabilire un collegamento causale tra uso di pesticidi ed effetti indiretti, ossia: dimostrare l'esistenza di una relazione tra abbondanza/disponibilità di cibo e successo riproduttivo/tasso di sopravvivenza, dimostrare l'esistenza di una relazione tra successo riproduttivo/tasso di sopravvivenza e cambiamenti nell'andamento della popolazione, dimostrare che gli effetti dei pesticidi sull'abbondanza/disponibilità di risorse trofiche per l'avifauna sono sufficienti a ridurre il successo riproduttivo/tasso di sopravvivenza e quindi a spiegare un declino di popolazione. L'unico caso indiscutibile in cui gli effetti indiretti hanno soddisfatto tutti i criteri sopra descritti è stato quello della starna in Gran Bretagna, il cui calo della popolazione può essere interamente spiegato dalla riduzione nella disponibilità di prede a causa dell'utilizzo di erbicidi che ha comportato un tasso di mortalità più elevato nei pulli di starna (Boatman et al., 2004; Potts, 1986; Potts, 1973).

Nonostante la difficoltà nell'attribuzione delle cause, gli effetti indiretti risultano essere importanti quanto, se non in misura maggiore, gli effetti diretti, anche considerato il fatto che molti degli insetticidi, come i neonicotinoidi, producono effetti letali sugli invertebrati piuttosto che sui vertebrati.

Gli effetti indiretti del largo impiego di PF rappresentano un'importante minaccia per la conservazione degli uccelli, a scala nazionale, europea (Tennekes, 2010) e globale (Mason et al., 2013). Le modalità con cui più comunemente gli effetti indiretti dei pesticidi si manifestano sugli uccelli sono le seguenti: riduzione di risorse alimentari per le specie granivore a seguito delle applicazioni di erbicidi, riduzione di artropodi per le specie

insettivore a seguito dell'utilizzo di insetticidi (o fungicidi con proprietà insetticide), perdita di essenze vegetali che ospitano e attirano insetti a seguito dell'utilizzo di erbicidi e di conseguenza impatti secondari su insetti e insettivori, riduzione della copertura vegetazionale conseguente all'utilizzo di erbicidi che comporta una disponibilità inferiore di materiale utile alla costruzione dei nidi ed espone in maggior misura agli eventi meteorici e ai predatori i nidificanti delle specie ornamentali che nidificano a terra. In Canada e Stati Uniti il calo mostrato da numerose specie ornamentali è stato fortemente correlato all'utilizzo di pesticidi, in misura maggiore rispetto ad una generica intensificazione dell'agricoltura (Mineau & Whiteside, 2013). Infatti nelle regioni temperate il periodo delle applicazioni dei PF coincide con la stagione riproduttiva della maggior parte delle specie ornamentali e con il periodo di maggiore attività e presenza degli invertebrati. È ampiamente dimostrato che la disponibilità e l'abbondanza di cibo, soprattutto in determinati periodi dell'anno che possono differire per gli insettivori o i granivori, influenzano negativamente le specie ornamentali (Hart et al., 2006; Morris et al., 2005; Boatman et al., 2004; Brickle et al., 2000).

Le morie massicce di api, altri insetti impollinatori e invertebrati non *target* verificatesi in particolare nel corso dell'ultimo decennio, principalmente a causa degli insetticidi neonicotinoidi, possono portare a conseguenze negative all'interno delle catene alimentari e quindi interessare anche le popolazioni ornamentali (ma in generale tutti i taxa che occupano i livelli trofici più alti) (Tennekes, 2010; Boatman et al., 2004; Robinson & Sutherland, 2002). La riduzione nella biomassa di invertebrati dovuta all'utilizzo di insetticidi è stata correlata con la diminuzione del successo riproduttivo di almeno 4 specie di passeriformi legate agli ambienti agricoli inglesi: strillozzo, zigolo giallo, staccino e migliarino di palude (Gibbons et al., 2015; Hart et al., 2006; Morris et al., 2005; Brickle et al., 2000). Anche la contaminazione delle acque superficiali influisce sulle popolazioni ornamentali locali, andando a incidere negativamente sulle popolazioni di molti invertebrati acquatici (Hallmann et al., 2014).

Il declino delle popolazioni di specie granivore pare piuttosto essere legato ad una riduzione della disponibilità di cibo nel periodo invernale, probabile conseguenza dell'uso massiccio di erbicidi (Butler et al., 2010).

Da un'ampia *review* di Hole et al. (2005) sul confronto tra aziende biologiche e aziende convenzionali, emerge che l'agricoltura biologica offre un habitat più ospitale per la fauna e che gli effetti benefici derivano da tre fondamentali cardine dei protocolli adottati dal biologico, uno dei quali è la proibizione dell'uso di molecole di sintesi. Alcune indagini che hanno messo a confronto agricoltura biologica e agricoltura convenzionale in Europa indicano che in generale, nella prima, l'avifauna è più ricca e abbondante (Groppali & Camerini, 2006). L'agricoltura biologica si differenzia da quella intensiva tradizionale principalmente perché non vengono impiegati prodotti di sintesi ma anche, in genere, per la minore estensione degli appezzamenti, il mantenimento di elementi tradizionali del paesaggio, la rotazione delle colture e il rispetto del periodo delle semine. Un'esperienza danese ha confrontato le popolazioni di specie di uccelli presenti nel periodo riproduttivo in 31 aziende agricole, biologiche e convenzionali. Le aree di studio sono state scelte in modo da minimizzare l'influenza di fattori come la dotazione di siepi per evidenziare invece gli eventuali effetti di elementi più strettamente correlati agli aspetti gestionali come le tecniche di lotta antiparassitaria. Per 39 specie di uccelli è stata dimostrata una differenza significativa e 36 specie erano più abbondanti nelle aziende biologiche. La densità di uccelli complessiva nelle aziende biologiche era doppia rispetto a quelle convenzionali. In un altro studio le densità delle allodole in periodo riproduttivo in diversi tipi di coltivazioni sono risultate significativamente superiori dove viene applicato il metodo biologico rispetto a quello intensivo convenzionale (Wilson et al., 1997); questo è da imputarsi principalmente al fatto che nelle aziende biologiche non viene praticato un diserbo particolarmente incisivo.

2 METODOLOGIA PER L'INDIVIDUAZIONE DEL SET DI SPECIE PER IL CALCOLO DELL'INDICATORE POPOLAZIONI DI UCCELLI SENSIBILI AI PRODOTTI FITOSANITARI

2.1 SCELTA DELLE SPECIE E RACCOLTA DELLE INFORMAZIONI

Considerata l'assenza di informazioni provenienti da studi mirati e di dati bibliografici specifici sulla sensibilità delle singole specie ai prodotti fitosanitari in Italia, la lista è stata definita non sulla base della sensibilità ai PF, ma piuttosto dell'esposizione, ritenendo che una specie che frequenta ambienti dove vengono impiegati maggiormente i PF sia potenzialmente più sensibile di specie meno esposte, come ipotizzato anche da Jahn et al (2014). Le specie sono state individuate a partire dalla lista delle specie nidificanti che compongono il *Farmland Bird Index* (FBI), cui sono state aggiunte alcune altre specie che si ritengono particolarmente esposte ai PF sulla base delle informazioni relative all'impiego e alla distribuzione dei PF in Italia e all'ecologia delle specie in questione. In totale è risultato un gruppo di 36 specie da valutare:

- upupa
- torcicollo
- verdone
- verzellino
- passera d'Italia
- passera sarda
- passera mattugia
- cardellino
- tortora selvatica
- merlo
- storno
- storno nero
- ortolano
- calandra
- cutrettola
- cesena
- gazza
- cappellaccia
- cornacchia grigia
- quaglia
- allodola
- rondine
- ballerina bianca
- tordela
- averla piccola
- zigolo nero
- strillozzo
- gheppio
- tottavilla
- calandrella
- calandro
- usignolo
- saltimpalo
- capinera
- beccamoschino
- rigogolo

In questa fase di definizione delle specie da valutare, alla ricerca bibliografica, si è affiancato un approccio *expert-based*. Il gruppo di esperti che ha contribuito all'individuazione della lista di specie dell'indicatore è così composto:

Bogliani Giuseppe (Università degli studi di Pavia, Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente – Professore associato)

Brichetti Pierandrea (ornitologo)

Ceccarelli Pier Paolo (ST.E.R.N.A - ornitologo)

D'Antoni Susanna (ISPRA - Ricercatrice)

Fulco Egidio (CISO – Referente per il progetto MITO2000)

Gellini Stefano (ST.E.R.N.A – Presidente della Cooperativa)

Lucci Stefano (ISPRA - Ricercatore)

Massa Bruno (Università degli studi di Palermo, Dipartimento di Scienze agrarie e forestali - Professore ordinario di entomologia generale e applicata)

Nardelli Riccardo (ISPRA - Ricercatore)

Pedrini Paolo (MUSE – Sezione Zoologia dei vertebrati)

Ravasini Maurizio (ornitologo)

Saino Nicola (Università degli studi di Milano, Dipartimento di Bioscienze – Professore ordinario)

Serra Lorenzo (ISPRA - Ricercatore)

Sorace Alberto (MITO2000 - Membro del Coordinamento nazionale)

Spina Fernando (ISPRA - Ricercatore)

Toffoli Roberto (MITO2000 – Coordinatore regione Piemonte e consulente per la Regione Piemonte e la Regione Valle d'Aosta per il calcolo del FBI)

2.2 VALUTAZIONE DEL GRADO DI ESPOSIZIONE AI PRODOTTI FITOSANITARI

Per valutare il grado di esposizione ai PF si sono analizzati, con il supporto del gruppo di esperti e della ricerca bibliografica, gli aspetti ecologici e le abitudini delle specie (*life-history traits* scelti tra quelli potenzialmente più significativi) che si ritengono essere più indicativi della potenziale esposizione ai PF e di conseguenza della sensibilità agli effetti diretti e soprattutto indiretti dei pesticidi.

I fattori che sono stati approfonditi sono pertanto i seguenti:

- **l'habitat della specie:** l'habitat utilizzato da una specie durante la stagione riproduttiva ha un'elevata importanza sulla sua possibile esposizione agli PF. Si è considerato in particolare l'habitat di alimentazione, che per le specie trattate (che solitamente difendono territori di modeste dimensioni e includenti le diverse risorse necessarie alla coppia nidificante) coincide sostanzialmente con l'habitat di nidificazione. In base agli habitat frequentati dalla specie si possono accumulare sia gli effetti indiretti (in particolare la riduzione delle risorse trofiche) sia quelli diretti. Gli ambienti utilizzati durante il periodo riproduttivo dalle varie specie considerate sono stati ricondotti alle seguenti tipologie comprendenti ambienti e colture caratterizzati da livelli di PF paragonabili:
 - prati stabili, foraggere, pascoli e steppe (per foraggere si intendono colture pluriennali come ad esempio i medicaï)
 - seminativi (incluse le foraggere annuali come loiessa, erbai a mais, ecc)
 - colture arboree, a loro volta suddivise in:
 - vigneti
 - frutteti
 - oliveti
 - pioppeti
 - altri ambienti naturali: boschi, zone umide, arbusteti, ecc.

Gli esperti hanno indicato un valore di utilizzo dell'habitat da parte di ciascuna specie compreso tra 0 e 3 e relativo alla seguente classificazione: 0 habitat non utilizzato, 1 habitat utilizzato solo sporadicamente, 2 habitat utilizzato regolarmente, 3 habitat utilizzato prevalentemente. Per le specie che sul territorio nazionale (ad es. rispetto al gradiente nord-sud) possono presentare usi e preferenze ambientali differenti è stato calcolato un dato medio.

Sono state considerate solo specie nidificanti come scontata conseguenza dell'utilizzo della banca dati del progetto MITO2000 per calcolare l'indicatore. La fenologia di una specie rappresenta un'indicazione del periodo di permanenza e del tempo trascorso dalla specie in ambienti potenzialmente contaminati o sotto la diretta influenza di pesticidi. Le specie migratrici su lunga tratta possono tuttavia subire effetti negativi (anche ad opera dei pesticidi) che possono incidere su queste specie e dei quali non è possibile valutare l'entità. In diverse aree del mondo infatti, Africa compresa, vengono utilizzati prodotti fitosanitari che in Italia sono stati revocati da anni o addirittura decenni (un caso significativo è l'impiego del DDT) e che potrebbero riflettersi sulle dinamiche di popolazione di specie che svernano in Africa.

- la **dieta dei nidiacei e degli adulti**: si è considerata la dieta delle singole specie, concentrando l'attenzione nel caso degli adulti sull'alimentazione nella stagione riproduttiva. In certi casi la dieta di nidiacei e adulti della stessa specie può differire: numerose specie granivore alimentano i nidiacei, soprattutto nelle prime settimane di vita, con una dieta strettamente insettivora. Pertanto, sono state considerate separatamente l'alimentazione di adulti e nidiacei. L'alimentazione, come già descritto, influisce sulle specie in relazione all'impatto dei pesticidi in modo diretto o indiretto nella misura in cui le risorse trofiche sono eliminate o fortemente ridotte. Le specie specialiste sono influenzate più negativamente delle specie generaliste a causa dell'impossibilità di sostituire la risorsa trofica ridotta o eliminata dai pesticidi. L'alimentazione è stata classificata sulla base dei possibili alimenti o prede che possono essere interessati dai PF: I = insetti e invertebrati, V = semi o parti vegetali provenienti da colture agricole o ambienti naturali, R = roditori. I dati sono stati espressi in percentuale. Le informazioni sull'alimentazione sono state desunte in particolare a partire da Cramp & Simmons (1994a; 1994b; 1993; 1992; 1988; 1985; 1983; 1980; 1977), da Brichetti & Fracasso (2013; 2011; 2010; 2008; 2007; 2006; 2004; 2003) e dalla pubblicazione di Holland et al. (2006);
- la **posizione dei nidi**: anche l'ubicazione del nido può influire sulla potenziale esposizione ai pesticidi, con le specie che nidificano a basse altezze indubbiamente più esposte rispetto a quelle che nidificano a maggior distanza dal suolo. Si è quindi considerata la posizione dei nidi rispetto allo strato di vegetazione (a terra, su alberi o arbusti a meno di 4 m dal suolo, sugli alberi a oltre 4 m da terra) o su struttura edilizia, ricavando delle diverse tipologie di possibile esposizione. La posizione del nido influenza infatti l'esposizione ai PF, che risulta maggiore per le specie che nidificano a terra, sia perché i pulli possono venire direttamente irrorati dai trattamenti fitosanitari, sia perché l'utilizzo di erbicidi li espone in maggior misura agli eventi meteorici e ai predatori. Si suppone inoltre che le specie che nidificano ad altezze maggiori siano sempre meno influenzate dai pesticidi; pertanto i nidi sono stati classificati come segue: nido a terra, nido su erbe o arbusti (<4 m da terra), nido su arbusti o alberi (> 4 m da terra) e nido su struttura antropica. Anche l'habitat di nidificazione naturalmente concorre in misura determinante all'esposizione della nidata: le specie che nidificano negli habitat più soggetti a trattamenti con PF sono potenzialmente più esposte sia all'irrorazione che al disturbo provocato dalle operazioni meccaniche di spargimento dei PF. Tali operazioni infatti potrebbero ripercuotersi sull'esito della riproduzione, determinando l'abbandono del

nido a causa del disturbo ripetuto o una diminuzione del successo riproduttivo, oppure provocando la distruzione del nido e delle uova o rendendoli più esposti ai predatori o alle intemperie. Per identificare gli habitat di nidificazione sono state utilizzate le categorie ambientali già considerate per l'alimentazione delle specie. Il valore di utilizzo dell'habitat di nidificazione poteva assumere il valore 0, 1 o 2, dove con 2 si indica un habitat maggiormente utilizzato dalla specie, con 1 un habitat meno utilizzato e con 0 un habitat mai utilizzato.

Agli esperti sono stati forniti dei valori che dovevano validare o modificare. In base al parere degli esperti e alla letteratura si è definita la tipologia prevalente di nidificazione per ciascuna specie, che è stata poi valutata in relazione al possibile livello di esposizione associato a ciascun habitat e ai relativi trattamenti.

2.3 VALUTAZIONE DELLA POTENZIALE ESPOSIZIONE DELLE SPECIE

È stata fatta una prima elaborazione dei valori (o ranghi) assegnati dal gruppo di esperti, calcolando la mediana per il fattore habitat della specie e un valore "mediato" sulla base della validazione e dei suggerimenti degli esperti per i fattori dieta degli adulti, dieta dei nidiacei, posizione del nido (Tabella 1). Le mediane sono state validate e in alcuni casi modificate sulla base di suggerimenti degli esperti o di considerazioni del gruppo interno di lavoro.

Specie	Dieta (%)						Ambienti frequentati nel periodo riproduttivo					Posizione nido				
	Adulti			Nidiacei			Prati, pascoli, foraggiere, steppe	seminativi	Colture arboree			Altri ambienti naturali	A terra	Su arbusto	Su albero	Struttura edilizia
	Insetti e invertebrati (I)	Vegetali (semi) (V)	Roditori (R)	Insetti e invertebrati (I)	Vegetali (semi) (V)	Roditori (R)			vigneti	frutteti	oliveti					

Tabella 1. Tabella delle mediane dei ranghi di utilizzo dell'habitat e dei valori complessivi assegnati alla dieta degli adulti e dei nidiacei e alla posizione del nido

2.3.1 HABITAT UTILIZZATO DALLA SPECIE

Per ogni specie viene valutata la potenziale esposizione ai prodotti fitosanitari in relazione all'utilizzo di habitat più o meno soggetti al loro impiego. Gli ambienti indicati nel paragrafo 2.2 vengono pertanto riclassificati, sulla base dei dati quantitativi di pesticidi impiegati in nostro possesso (ISPRA, 2014c; Gropali & Camerini, 2006; <http://www.ambientesalute.org/territorio/agricoltura>), per ottenere categorie omogenee. Ne è risultato il seguente gradiente crescente per l'uso dei PF:

- altri ambienti naturali e prati, foraggiere, pascoli e steppe: utilizzo nullo di prodotti fitosanitari
- pioppeti: utilizzo basso di prodotti fitosanitari
- seminativi e oliveti: utilizzo medio di prodotti fitosanitari
- vigneti e frutteti: utilizzo elevato di prodotti fitosanitari

Pertanto, specie che frequentano soprattutto ambienti con utilizzo elevato di prodotti fitosanitari sono soggette a un'esposizione elevata, mentre specie che utilizzano maggiormente ambienti caratterizzati da impiego basso o nullo di prodotti fitosanitari sono associate a esposizioni più basse. Si è quindi valutato quali fossero le categorie ambientali più frequentate dalla specie, ovvero quelle con il rango o i ranghi più elevati. Si ricorda infatti che i ranghi vanno da 0 a 3, dove 0 indica un habitat non utilizzato, 1 indica che l'habitat è utilizzato solo sporadicamente, 2 che l'habitat è utilizzato regolarmente, 3 che l'habitat è utilizzato prevalentemente (vedi par. 2.2). Nei casi in cui la ripartizione tra classi di frequenza fosse distribuita in modo piuttosto equilibrato e non vi fosse un'evidente prevalenza di una classe di frequenza sulle altre, si è effettuata una valutazione complessiva alla luce dei valori di utilizzo degli habitat soggetti a diversi livelli di impiego di PF e della rappresentatività di tali tipologie ambientali per la singola specie a scala nazionale (habitat che ospita una porzione significativa della popolazione complessiva o una parte trascurabile della stessa, ecc.). La valutazione complessiva indica l'esposizione ai pesticidi in relazione all'utilizzo che la specie fa degli habitat e può assumere il valore: basso, medio, alto (Tabella 2).

Specie	utilizzo nullo di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti	utilizzo medio di PF seminativi oliveti	utilizzo elevato di PF vigneti frutteti	Valutazione complessiva
quaglia	3,0	0	2,0	0,0	basso

Tabella 2. Tabella per la valutazione complessiva dell'esposizione ai pesticidi in relazione all'utilizzo dell'habitat delle specie. Si riporta come esempio la valutazione relativa alla quaglia.

2.3.2 ALIMENTAZIONE DI ADULTI E NIDIACEI

Per quanto riguarda il fattore alimentazione delle specie ornitiche, si sono valutati i potenziali effetti indiretti di insetticidi ed erbicidi sulla disponibilità e quantità di risorse trofiche all'interno di habitat di foraggiamento che possono essere più o meno contaminati dai pesticidi. È stata pertanto analizzata la suscettibilità specie per specie, discriminando la dieta per gli adulti e per i nidiacei.

L'assunzione che sta alla base di questa valutazione è che specie prettamente granivore che frequentano prevalentemente ambienti dove avviene un considerevole impiego di erbicidi siano subiscano un impatto più negativo di specie che si alimentano in ambienti diversi o che hanno una dieta differente. Lo stesso dicasi per le specie prettamente insettivore (o per i nidiacei di molte specie che soprattutto nelle prime settimane di vita hanno una dieta quasi interamente insettivora) e che vivono in ambienti dove è elevato il quantitativo di insetticidi impiegato. Queste considerazioni si basano sui dati relativi ai PF in nostro possesso e similmente sulle informazioni sull'alimentazione della specie desunte dalla letteratura e dal parere degli esperti coinvolti.

Stante l'assenza di dati sufficienti sull'impiego di altri PF e sul loro possibile impatto sulla dieta delle specie considerate, si sono trattati solamente i potenziali effetti di erbicidi e insetticidi.

Nel caso degli erbicidi, si è proceduto nel seguente modo: sono stati classificati gli habitat di foraggiamento in relazione al quantitativo di erbicidi secondo il seguente gradiente di aumento del loro utilizzo:

- altri ambienti naturali e prati, foraggere, pascoli e steppe: utilizzo nullo o molto basso di erbicidi (ambienti irrorati solo nei primi anni dalla semina)
- pioppeti: utilizzo basso di erbicidi
- seminativi, vigneti e frutteti: utilizzo medio di erbicidi
- oliveti: utilizzo elevato di erbicidi

Le specie con alimentazione basata su vegetali differenti dai semi (specie "frugivore" in senso lato che si nutrono quindi di bacche e frutti su essenze che non vengono irrorate dagli erbicidi) non sono state considerate tra quelle potenzialmente influenzate dall'utilizzo di erbicidi. L'impatto dei PF è stato valutato quindi per le specie granivore o parzialmente/prevalentemente tali. Le specie con una dieta composta da una percentuale di semi inferiore al 10% non sono state considerate, ritenendo trascurabile o difficilmente valutabile l'impatto degli erbicidi sulla dieta.

Per ogni specie viene valutato l'impatto negativo determinato dall'impiego di erbicidi in relazione alla percentuale di semi nella dieta, secondo la seguente matrice (Tabella 3):

Utilizzo erbicidi	nessun utilizzo o molto basso	utilizzo basso	utilizzo medio	utilizzo elevato
Dieta (% semi sul totale)				
10-33%	0	1	2	3
34-66%	0	2	3	4
67-100%	0	3	4	5

Tabella 3. Matrice per l'assegnazione del rischio determinato dall'impiego di erbicidi in relazione alla percentuale di semi nella dieta delle specie

Questo sistema consente di valutare l'impatto negativo potenzialmente imputabile agli erbicidi sulla dieta degli adulti di una specie, considerando sia la varietà della dieta (assumendo che una specie che ha una dieta più restrittiva subisca un impatto negativo maggiore rispetto a una specie che ha una dieta più generalista) che gli habitat di foraggiamento, che possono essere più o meno contaminati dagli erbicidi. Affiancando i valori di utilizzo degli habitat (ranghi) (Tabella 1) al livello di esposizione legato alla dieta (Tabella 3) si può quindi valutare il possibile impatto complessivo degli erbicidi sulla dieta della specie, come esemplificato nella tabella seguente (Tabella 4):

Specie	Dieta adulti % semi sul totale		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti	utilizzo medio di PF seminativi vigneti frutteti	utilizzo elevato di PF oliveti	Valutazione complessiva
tortora selvatica	90	habitat di foraggiamento	1,1	0	2,1,1	0	alto
		livello di esposizione					

Tabella 4. Tabella per la valutazione complessiva dell'impatto degli erbicidi sulle specie in relazione alla dieta degli individui adulti. A titolo di esempio si riporta la valutazione della tortora selvatica

Per dare la valutazione complessiva si considera il valore del livello di impatto riferito agli habitat di foraggiamento con rango di utilizzo più elevato, in quanto habitat prevalenti per la specie (ranghi di utilizzo dell'habitat con valore 2 o 3). In base alla matrice di valutazione del possibile impatto (Tabella 4), si considera complessivamente la sensibilità potenziale della specie agli erbicidi alta, media o bassa, a seconda che vi sia una preponderanza rispettivamente di valori 4 o 5 (alta), di 2 o 3 (media), di 0 o 1 (bassa), considerando gli habitat preferiti per l'alimentazione (rango 2 e 3).

In caso di equa distribuzione tra ambienti molto utilizzati (ranghi 2 e 3 - Tabella 1), si è considerato il valore relativo all'ambiente più utilizzato (rango di utilizzo 3 "vince" su rango 2); in caso di ulteriore "parità", si è considerato anche l'eventuale contributo di ambienti meno utilizzati (rango di utilizzo 1).

Lo stesso procedimento è stato adottato, nel caso in cui l'alimentazione dei nidiacei fosse basata almeno per il 10% su semi, per valutare il livello di impatto potenzialmente imputabile agli erbicidi in relazione alla dieta dei nidiacei (Tabella 5).

Specie	Dieta nidiacei % semi sul totale		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti	utilizzo basso di PF pioppeti	utilizzo medio di PF seminativi vigneti	utilizzo elevato di PF oliveti	Valutazione complessiva

			naturali		frutteti		
quaglia	50	habitat di foraggiamento	3,0	0	2,0,0	0	basso
		livello di esposizione					

Tabella 5. Tabella per la valutazione complessiva dell'impatto degli erbicidi sulle specie in relazione alla dieta dei nidiatei. A titolo di esempio si riporta la valutazione della quaglia

Nel caso degli insetticidi, si è proceduto con una modalità simile: sono stati classificati gli habitat di foraggiamento in relazione al quantitativo di insetticidi secondo il seguente gradiente di aumento del loro utilizzo:

- altri ambienti naturali e prati, foraggere, pascoli e steppe: utilizzo nullo o molto basso di insetticidi
- pioppeti, seminativi: utilizzo basso di insetticidi
- oliveti, vigneti: utilizzo medio di insetticidi
- frutteti: utilizzo elevato di insetticidi

Le specie con una dieta composta da una percentuale di invertebrati inferiore al 10% non sono state considerate, ritenendo pressoché ininfluenza o difficilmente valutabile l'impatto degli insetticidi sulla dieta.

Per ogni specie viene valutato l'impatto determinato dall'impiego di insetticidi in relazione alla percentuale di invertebrati nella dieta, secondo la seguente matrice (Tabella 6):

Utilizzo insetticidi	nessun utilizzo o molto basso	utilizzo basso	utilizzo medio	utilizzo elevato
Dieta (% invertebrati sul totale)				
10-33%	0	1	2	3
34-66%	0	2	3	4
67-100%	0	3	4	5

Tabella 6. Matrice per l'assegnazione del rischio determinato dall'impiego di insetticidi in relazione alla percentuale di invertebrati nella dieta delle specie

Questo sistema consente di valutare il livello di impatto potenzialmente imputabile agli insetticidi in relazione alla dieta degli adulti di una specie, considerando sia la varietà della dieta (assumendo che una specie che ha una dieta più restrittiva subisca un impatto più negativo rispetto a una specie che ha una dieta più generalista) che gli habitat di foraggiamento, che possono essere più o meno contaminati dagli insetticidi. Affiancando i valori di utilizzo degli habitat (ranghi) (Tabella 1) al livello di esposizione legato alla dieta (Tabella 6) si può quindi valutare il possibile impatto complessivo degli insetticidi sulla dieta della specie, come esemplificato nella tabella seguente (Tabella 7):

Specie	Dieta adulti % invertebrati sul totale		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti seminativi	utilizzo medio di PF oliveti vigneti	utilizzo elevato di PF frutteti	Valutazione complessiva
rondine	100	habitat di foraggiamento	2,2	2	1	1	basso
		livello di esposizione					

Tabella 7. Tabella per la valutazione complessiva dell'impatto degli insetticidi sulle specie in relazione alla dieta degli individui adulti. A titolo di esempio si riporta la valutazione della rondine

Per dare la valutazione complessiva si considera il valore del livello di rischio riferito agli habitat di foraggiamento con rango di utilizzo più elevato, in quanto habitat prevalente per la specie (ranghi di utilizzo dell'habitat con valore 2 o 3). In base alla matrice di valutazione del possibile impatto (Tabella 7), si considera complessivamente la sensibilità potenziale della specie agli insetticidi alta, media o bassa, a seconda che vi sia una preponderanza

rispettivamente di valori 4 o 5 (alta), di 2 o 3 (media), di 0 o 1 (bassa), considerando gli habitat preferiti per alimentarsi (rango 2 e 3).

In caso di equa distribuzione tra ambienti molto utilizzati (ranghi 2 e 3 - Tabella 1), si è considerato il valore relativo all'ambiente più utilizzato (rango di utilizzo 3 "vince" su rango 2); in caso di ulteriore "parità", si è considerato anche l'eventuale contributo di ambienti meno utilizzati (rango di utilizzo 1).

Lo stesso procedimento è stato adottato per valutare il livello di impatto potenzialmente imputabile agli insetticidi in relazione alla dieta dei nidiacei (Tabella 8).

Specie	Dieta nidiacei % invertebrati sul totale		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti seminativi	utilizzo medio di PF oliveti vigneti	utilizzo elevato di PF frutteti	Valutazione complessiva
rondine	100	habitat di foraggiamento livello di esposizione	2,2	2	1	1	basso

Tabella 8. Tabella per la valutazione complessiva dell'impatto degli insetticidi sulle specie in relazione alla dieta dei nidiacei. A titolo di esempio si riporta la valutazione della rondine

2.3.3 POSIZIONE DEI NIDI

Per quanto riguarda il fattore posizione dei nidi si è valutato il potenziale impatto che i pesticidi possono avere sulle covate e, di conseguenza, l'influenza che potrebbero avere sul successo riproduttivo delle specie. L'assunzione che sta alla base della successiva impostazione della valutazione è che nidi ad altezze inferiori subiscono maggiormente gli effetti negativi dell'irrorazione dei PF e del disturbo causato dai macchinari per lo spargimento. Le specie che nidificano a terra sono senza dubbio quelle che subiscono maggiormente l'impiego di pesticidi; a seguire vengono quelle che nidificano su vegetazione bassa, su vegetazione ad altezze più elevate e infine in strutture antropiche (casolari, cascine, fattorie, stalle, ecc). Per dovere di semplificazione abbiamo classificato in 4 categorie le diverse possibilità:

- a terra,
- su arbusto (o su vegetazione arborea ma a bassa altezza o in manufatti a bassa altezza, includendo in questa categoria anche la possibile nidificazione su alberi e su manufatti, edifici inclusi, ma ad altezze inferiori ai 4 metri),
- su albero (includendo in questa categoria i nidi posti oltre i 4 metri di altezza) e su struttura edilizia (nidi oltre i 4 metri d'altezza o ad altezze inferiori ma in condizioni particolarmente riparate o quantomeno al di fuori dell'impatto diretto dei trattamenti fitosanitari, ad esempio entro stalle o cascine come nel caso della rondine). Le specie che nidificano prevalentemente su albero ad un'altezza superiore ai 4 metri, si è assunto potessero avere un impatto da pesticidi molto simile a quello delle specie che nidificano abitualmente negli edifici o su altre strutture antropiche ad altezza simile o in contesti riparati.

Infine, queste considerazioni sono state correlate con l'habitat di nidificazione. Se, infatti, il nido si trova in una posizione più esposta ai PF e la specie nidifica principalmente in ambienti dove l'impiego di pesticidi è elevato, il livello di rischio potenziale per la specie è decisamente più elevato di quello di una specie che nidifica nello stesso ambiente, ma in una posizione meno influenzata dai pesticidi o di quello di una specie che nidifica nella stessa posizione ma in un ambiente dove il quantitativo di PF utilizzati è basso.

Gli habitat di nidificazione sono stati classificati in base all'impiego di pesticidi secondo il seguente gradiente di aumento:

- altri ambienti naturali e prati, foraggere, pascoli e steppe: utilizzo nullo o molto basso di insetticidi
- pioppeti: utilizzo basso di insetticidi
- oliveti, seminativi: utilizzo medio di insetticidi
- frutteti, vigneti: utilizzo elevato di insetticidi

Queste diverse considerazioni si basano sui dati relativi ai PF in nostro possesso (ISPRA, 2014c; Groppali & Camerini, 2006; <http://www.ambientesalute.org/territorio/agricoltura>) e similmente sulle informazioni sulla nidificazione della specie desunte dalla letteratura e dal parere degli esperti coinvolti.

Si è pertanto predisposta una matrice per calcolare il livello di impatto determinato dall'impiego di pesticidi in relazione alla posizione del nido (Tabella 9).

Utilizzo pesticidi	nessun utilizzo o molto basso di PF	utilizzo basso di PF	utilizzo medio di PF	utilizzo elevato di PF
Posizione del nido				
A terra	basso	medio	alto	alto
Su arbusto (< 4m)	basso	basso	medio	alto
Su albero (> 4m) o edificio	basso	basso	basso	medio

Tabella 9. Matrice per l'assegnazione del rischio determinato dall'impiego di PF in relazione alla localizzazione del nido

Questo sistema consente di valutare il livello di impatto dovuto alla potenziale esposizione ai pesticidi in relazione agli aspetti legati alla riproduzione e alla nidificazione di una specie, considerando sia la posizione del nido che gli habitat di nidificazione, che possono essere più o meno contaminati dai PF. Per dare la valutazione complessiva si considera il valore del livello di impatto riferito al rango più elevato di utilizzo dell'habitat di nidificazione, in quanto habitat preferito dalla specie per nidificare (ranghi di utilizzo con valore 2 o 3). In base alla matrice di valutazione del possibile impatto (Tabella 9), si considera complessivamente la sensibilità potenziale della specie ai pesticidi alta, media o bassa, a seconda che vi sia una preponderanza rispettivamente di tali valori, considerando gli habitat preferiti (rango 2 e 3) (Tabella 10). La valutazione complessiva dell'impatto può assumere il valore finale: basso, medio, alto:

Specie	Posizione nido		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti	utilizzo medio di PF oliveti seminativi	utilizzo elevato di PF frutteti vigneti	Valutazione complessiva
quaglia	terra	habitat di nidificazione livello di esposizione	3,0	0	2,0	0,0	medio

Tabella 10. Tabella per la valutazione complessiva dell'impatto dei pesticidi sulla posizione del nido rispetto all'habitat di nidificazione. A titolo di esempio si riporta la valutazione della quaglia

In caso di equa distribuzione tra ambienti molto utilizzati (ranghi 2 e 3 - Tabella 1), si è considerato il valore relativo all'ambiente più utilizzato (rango di utilizzo 3 "vince" su rango 2); in caso di ulteriore "parità", si è considerato anche l'eventuale contributo di ambienti meno utilizzati (rango di utilizzo 1).

2.3.4 VALUTAZIONE FINALE

La valutazione finale considera l'esposizione globale delle diverse specie di uccelli delle zone agricole, in base a fattori quali gli ambienti frequentati dalla specie, l'alimentazione nelle diverse fasi di crescita, i luoghi dove viene allevata la prole. In questa disamina, l'esposizione complessiva ai prodotti fitosanitari include anche considerazioni sugli eventuali effetti sinergici di prodotti diversi, sugli aspetti secondari legati all'applicazione delle

sostanze come il disturbo arrecato dai macchinari per lo spargimento dei PF e infine sui potenziali effetti di prodotti di sintesi come fungicidi, molluschi, rodenticidi ecc. che presentano dinamiche meno immediate rispetto a quelle determinate da erbicidi o insetticidi, ma che senza dubbio hanno effetti negativi sulla biodiversità, come dimostrato anche in letteratura scientifica.

Al termine delle fasi precedenti si è ottenuto, per ogni specie, un valore complessivo dell'incidenza dei PF rispetto ad ogni fattore considerato, ossia: l'esposizione ai pesticidi in generale in relazione all'habitat utilizzato dalla specie, l'esposizione al possibile impatto degli erbicidi sulla frazione granivora dell'alimentazione degli adulti nella stagione riproduttiva, l'esposizione al possibile impatto degli erbicidi sulla frazione granivora dell'alimentazione dei nidiacei, l'esposizione al possibile impatto degli insetticidi sulla frazione insettivora dell'alimentazione degli adulti nella stagione riproduttiva, l'esposizione al possibile impatto degli insetticidi sulla frazione insettivora dell'alimentazione dei nidiacei e infine l'esposizione al possibile impatto dei PF in generale sulla nidificazione della specie in relazione alla posizione del nido e all'habitat di nidificazione. Per la valutazione finale si è trattato pertanto di valutare complessivamente questi valori, rappresentati dalle colonne della tabella seguente (Tabella 11):

Specie	Habitat	Erbicidi/dieta adulti	Erbicidi/dieta nidiacei	Insetticidi/dieta adulti	Insetticidi/dieta nidiacei	Posizione nido	Valutazione finale
upupa	alto	(basso)	(basso)	alto	alto	alto	alto

Tabella 11. Tabella per la valutazione finale dell'esposizione al possibile impatto dei pesticidi sulle specie. A titolo di esempio si riporta la valutazione dell'upupa.

3 RISULTATI

3.1 HABITAT UTILIZZATO DALLA SPECIE

I risultati della valutazione dell'esposizione ai prodotti fitosanitari in relazione all'utilizzo di habitat più o meno soggetti al loro impiego sono presentati nella tabella seguente (Tabella 12):

Specie	utilizzo nullo di PF	utilizzo basso di PF	utilizzo medio di PF	utilizzo elevato di PF	Valutazione complessiva
	prati altri ambienti naturali	pioppeti	seminativi oliveti	vigneti frutteti	
quaglia	3,0	0	2,0	0,0	basso
rondine	2,2	0	2,0	1,1	medio
calandro	3,0	0	0,0	0,0	basso
storno	2,1	0	2,1	2,2	medio
verdone	2,0	0	2,1	1,3	alto
strillozzo	2,2	0	3,0	0,0	medio
gheppio	3,1	0	2,0	1,1	basso
tortora selvatica	1,1	0	2,0	1,1	medio
upupa	1,1	0	1,2	2,2	alto
torcicollo	0,1	0	0,2	2,2	alto
allodola	3,0	0	2,0	0,0	basso
cappellaccia	3,0	0	2,0	0,0	medio
tottavilla	3,1	0	0,0	1,0	basso
calandrella	2,0	0	1,0	0,0	basso
calandra	2,0	0	2,0	0,0	medio
ballerina bianca	2,1	0	2,0	0,0	basso
cutrettola	2,1	0	3,0	0,0	medio
usignolo	0,2	0	0,0	0,0	basso
saltimpalo	3,0	0	1,0	1,0	basso
merlo	1,3	1	0,1	2,2	basso
tordela	1,2	1	0,0	2,0	basso
cesena	1,2	0	1,0	0,2	medio
tordo bottaccio	0,3	0	0,0	2,2	medio
capinera	0,3	1	0,1	0,1	basso
beccamoschino	1,2	0	1,0	0,0	basso
averla piccola	2,2	0	1,0	1,1	medio
gazza	2,1	1	2,2	1,1	medio
cornacchia grigia	2,1	1	2,1	1,1	medio
storno nero	2,0,5	0	2,5,2,5	2,2	medio
rigogolo	0,3	2	0,0	0,0	basso
passera d'Italia	0,0	0	2,2	1,1	medio
passera sarda	0,0	0	2,2	1,1	medio
passera mattugia	0,0	0	2,2	1,1	medio
cardellino	2,0	0	2,1	1,2	medio
verzellino	1,0	0	1,1	1,2	medio
ortolano	1,5,1	0	2,0	0,0	medio
zigolo nero	1,2	0	1,1	1,0	medio

Tabella 12. Valutazione complessiva dell'esposizione ai PF in relazione all'utilizzo dell'habitat

3.2 ALIMENTAZIONE DI ADULTI E NIDIACEI

I risultati della valutazione degli effetti indiretti degli erbicidi sulla disponibilità e quantità di risorse trofiche (semi), all'interno dell'habitat di foraggiamento, per gli individui adulti nella stagione riproduttiva sono presentati nella tabella seguente (Tabella 13):

Specie	Dieta adulti % semi sul totale		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti	utilizzo medio di PF seminativi vigneti frutteti	utilizzo elevato di PF oliveti	Valutazione complessiva
tortora selvatica	90	habitat di foraggiamento	1,1	0	2,1,1	0	alto
		livello di impatto			4		
allodola	40	habitat di foraggiamento	3,0	0	2,0,0	0	basso
		livello di impatto	0		3		
cappellaccia	45	habitat di foraggiamento	3,0	0	2,0,0	0	basso
		livello di impatto	0		3		
tottavilla	10	habitat di foraggiamento	3,1	0	1,0,0	0	basso
		livello di impatto	0				
calandrella	40	habitat di foraggiamento	2,0	0	1,0,0	0	basso
		livello di impatto	0				
calandra	10	habitat di foraggiamento	2		2		basso
		livello di impatto	0		2		
passera d'Italia	80	habitat di foraggiamento	0,0	0	2,1,1	2	alto
		livello di impatto			4	5	
passera sarda	80	habitat di foraggiamento	0,0	0	2,1,1	2	alto
		livello di impatto			4	5	
passera mattugia	90	habitat di foraggiamento	0,0	0	2,1,1	2	alto
		livello di impatto			4	5	
cardellino	80	habitat di foraggiamento	1,0	0	2,1,2	1	alto
		livello di impatto			4,4		
verdone	90	habitat di foraggiamento	2,0	0	2,1,3	1	alto
		livello di impatto	0		4,4		
verzellino	90	habitat di foraggiamento	1,0	0	1,1,2	1	alto
		livello di impatto			4		
zigolo nero	85	habitat di foraggiamento	1,2	0	1,1,0	1	basso
		livello di impatto	0				
strillozzo	70	habitat di foraggiamento	2,2	0	3,0,0	0	basso
		livello di impatto	0,0		4		
quaglia	50	habitat di foraggiamento	3,0	0	2,0,0	0	basso
		livello di impatto	0		3		

Tabella 13. Valutazione complessiva dell'effetto degli erbicidi, in relazione alla dieta, sugli individui adulti

I risultati della valutazione degli effetti indiretti degli erbicidi sulla disponibilità e quantità di risorse trofiche (semi), all'interno dell'habitat di foraggiamento, per l'alimentazione dei nidiacei sono presentati nella tabella seguente (Tabella 14):

Specie	Dieta nidiacei % semi sul totale		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti	utilizzo medio di PF seminativi vigneti frutteti	utilizzo elevato di PF oliveti	Valutazione complessiva
quaglia	50	habitat di foraggiamento	3,0	0	2,0,0	0	basso
		livello di impatto	0		3		
tortora selvatica	99	habitat di foraggiamento	1,1	0	2,1,1	0	alto
		livello di impatto	0		4		
allodola	10	habitat di foraggiamento	3,0	0	2,0,0	0	basso
		livello di impatto	0		2		
cappellaccia	10	habitat di foraggiamento	3,0	0	2,0,0	0	basso
		livello di impatto	0		2		
tottavilla	20	habitat di foraggiamento	3,1	0	0,1,0	0	basso
		livello di impatto	0		2		
calandrella	10	habitat di foraggiamento	2,0	0	1,0,0	0	basso
		livello di impatto	0		2,0,0	0	
calandra	10	habitat di foraggiamento	2,0	0	2,0,0	0	basso
		livello di impatto	0		2		
passera d'Italia	20	habitat di foraggiamento	0,0	0	2,1,1	2	medio
		livello di impatto	0		2	3	
passera sarda	15	habitat di foraggiamento	0,0	0	2,1,1	2	medio
		livello di impatto	0		2	3	
passera mattugia	20	habitat di foraggiamento	0,0	0	2,1,1	2	medio
		livello di impatto	0		2	3	
cardellino	90	habitat di foraggiamento	1,0	0	2,1,2	1	alto
		livello di impatto	0		4,4		
verdone	80	habitat di foraggiamento	2,0	0	2,1,3	1	alto
		livello di impatto	0		4,4		
verzellino	100	habitat di foraggiamento	1,0	0	1,1,2	1	alto
		livello di impatto	0		4		
zigolo nero	10	habitat di foraggiamento	1,2	0	1,1,0	1	basso
		livello di impatto	0		3,0,0	0	
strillozzo	15	habitat di foraggiamento	2,2	0	3,0,0	0	basso
		livello di impatto	0,0		2		

Tabella 14. Valutazione complessiva dell'effetto degli erbicidi, in relazione alla dieta, sui nidiacei delle specie

Le specie che non sono presenti in Tabella 13 e Tabella 14 hanno una dieta che non prevede l'ingestione di semi oppure la frazione di semi è inferiore al 10%.

I risultati della valutazione degli effetti indiretti degli insetticidi sulla disponibilità e quantità di risorse trofiche (invertebrati e insetti, in particolare), all'interno dell'habitat di foraggiamento, per gli adulti nella stagione riproduttiva sono presentati nella tabella seguente (Tabella 15):

Specie	Dieta adulti % invertebrati sul totale		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti seminativi	utilizzo medio di PF oliveti vigneti	utilizzo elevato di PF frutteti	Valutazione complessiva
rondine	100	habitat di foraggiamento	2,2	2	1	1	basso
		livello di impatto	0,0	3	4	5	
quaglia	50	habitat di foraggiamento	3,0	0,2	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	2			
calandro	100	habitat di foraggiamento	3,0	0,0	0,0	0	basso
		livello di impatto	0				
storno	90	habitat di foraggiamento	2,1	0,2	1,2	2	alto
		livello di impatto	0,0	3	4,4	5	
verdone	10	habitat di foraggiamento	2,0	0,2	1,1	3	basso
		livello di impatto	0	1	2,2	3	
strillozzo	30	habitat di foraggiamento	2,2	0,3	0,0	0	basso
		livello di impatto	0,0	2			
gheppio	30	habitat di foraggiamento	3,1	0,2	0,1	1	basso
		livello di impatto	0	1			
tortora selvatica	10	habitat di foraggiamento	1,1	0,2	0,1	1	basso
		livello di impatto		1			
upupa	100	habitat di foraggiamento	1,1	0,1	2,2	2	alto
		livello di impatto			4,4	5	
torcicollo	100	habitat di foraggiamento	0,1	0,0	2,2	2	alto
		livello di impatto			4,4	5	
allodola	60	habitat di foraggiamento	3,0	0,2	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	2			
cappellaccia	55	habitat di foraggiamento	3,0	0,2	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	2			
tottavilla	90	habitat di foraggiamento	3,1	0,0	0,1	0	basso
		livello di impatto	0				
calandrella	60	habitat di foraggiamento	2,0	0,1	0,0	0	basso
		livello di impatto	0				
calandra	90	habitat di foraggiamento	2,0	0,2	0,0	0	medio
		livello di impatto	0	3			
ballerina bianca	100	habitat di foraggiamento	2,1	0,2	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	3			
cutrettola	100	habitat di foraggiamento	2,1	0,3	0,0	0	medio
		livello di impatto	0	3			
usignolo	100	habitat di foraggiamento	0,2	0,0	0,0	0	basso
		livello di impatto	0				
saltimpalo	100	habitat di foraggiamento	3,0	0,1	0,1	0	basso
		livello di impatto	0				
merlo	60	habitat di foraggiamento	1,3	1,0	1,2	2	medio

		livello di impatto	0		3	4	
tordela	55	habitat di foraggiamento	1,2	1,0	0,0	2	basso
		livello di impatto	0			4	
cesena	90	habitat di foraggiamento	1,2	0,1	0,0	2	medio
		livello di impatto	0			5	
capinera	90	habitat di foraggiamento	0,3	1,0	1,0	1	basso
		livello di impatto	0				
beccamoschino	100	habitat di foraggiamento	1,2	0,1	0,0	0,0	basso
		livello di impatto	0				
averla piccola	95	habitat di foraggiamento	2,2	0,1	0,1	1	basso
		livello di impatto	0,0				
gazza	60	habitat di foraggiamento	2,1	1,2	2,1	1	medio
		livello di impatto	0	2	3		
cornacchia grigia	60	habitat di foraggiamento	2,1	1,2	1,1	1	basso
		livello di impatto	0	2			
storno	90	habitat di foraggiamento	2,1	0,2	1,2	2	alto
		livello di impatto	0	3	4	5	
storno nero	100	habitat di foraggiamento	2,0,5	0,2,5	2,5,2	2	alto
		livello di impatto	0	3	4,4	5	
rigogolo	100	habitat di foraggiamento	0,3	2,0	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	3			
passera d'Italia	20	habitat di foraggiamento	0,0	0,2	2,1	1	medio
		livello di impatto		1	2		
passera sarda	20	habitat di foraggiamento	0,0	0,2	2,1	1	medio
		livello di impatto		1	2		
passera mattugia	10	habitat di foraggiamento	0,0	0,2	2,1	1	medio
		livello di impatto		1	2		
cardellino	20	habitat di foraggiamento	2,0	0,2	1,1	2	basso
		livello di impatto	0	1		3	
verdone	10	habitat di foraggiamento	2,0	0,2	1,1	3	basso
		livello di impatto	0	1		3	
verzellino	10	habitat di foraggiamento	1,0	0,1	1,1	2	medio
		livello di impatto				3	
ortolano	95	habitat di foraggiamento	1.5,0	0,2	0,0	0	medio
		livello di impatto		3			
zigolo nero	15	habitat di foraggiamento	1,2	0,1	1,1	0	basso
		livello di impatto	0				
strillozzo	30	habitat di foraggiamento	2,2	0,3	0,0	0	basso
		livello di impatto	0,0	2			

Tabella 15. Valutazione complessiva dell'effetto degli insetticidi, in relazione alla dieta, sugli individui adulti delle specie

I risultati della valutazione degli effetti indiretti degli insetticidi sulla disponibilità e quantità di risorse trofiche (invertebrati e insetti), all'interno dell'habitat di foraggiamento, per l'alimentazione dei nidiacei sono presentati nella tabella seguente (Tabella 16):

Specie	Dieta nidiacei % invertebrati sul totale		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti seminativi	utilizzo medio di PF oliveti vigneti	utilizzo elevato di PF frutteti	Valutazione complessiva
rondine	100	habitat di foraggiamento	2,2	2	1	1	basso
		livello di impatto	0,0	3	4	5	
quaglia	50	habitat di foraggiamento	3,0	0,2	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	2			
calandro	100	habitat di foraggiamento	3,0	0,0	0,0	0	basso
		livello di impatto	0				
gheppio	30	habitat di foraggiamento	3,1	0,2	0,1	1	basso
		livello di impatto	0	1			
upupa	100	habitat di foraggiamento	1,1	0,1	2,2	2	alto
		livello di impatto			4,4	5	
torcicollo	95	habitat di foraggiamento	0,1	0,0	2,2	2	alto
		livello di impatto			4,4	5	
allodola	90	habitat di foraggiamento	3,0	0,2	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	3			
cappellaccia	90	habitat di foraggiamento	3,0	0,2	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	3			
tottavilla	80	habitat di foraggiamento	3,1	0,0	0,1	0	basso
		livello di impatto	0				
calandrella	90	habitat di foraggiamento	2,0	0,1	0,0	0	basso
		livello di impatto	0				
calandra	90	habitat di foraggiamento	2,0	0,2	0,0	0	medio
		livello di impatto	0	3			
ballerina bianca	100	habitat di foraggiamento	2,1	0,2	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	3			
cutrettola	85	habitat di foraggiamento	2,1	0,3	0,0	0	medio
		livello di impatto	0	3			
usignolo	90	habitat di foraggiamento	0,2	0,0	0,0	0	basso
		livello di impatto	0				
saltimpalo	100	habitat di foraggiamento	3,0	0,1	0,1	0	basso
		livello di impatto	0				
merlo	70	habitat di foraggiamento	1,3	1,0	1,2	2	alto
		livello di impatto	0		4	5	
tordela	90	habitat di foraggiamento	1,2	1,0	0,0	2	medio
		livello di impatto	0			5	
cesena	90	habitat di foraggiamento	1,2	0,1	0,0	2	medio
		livello di impatto	0			5	
capinera	100	habitat di foraggiamento	0,3	1,0	1,0	1	basso
		livello di impatto	0				
beccamoschino	100	habitat di foraggiamento	1,2	0,1	0,0	0,0	basso
		livello di impatto	0				

averla piccola	100	habitat di foraggiamento	2,2	0,1	0,1	1	basso
		livello di impatto	0,0				
gazza	80	habitat di foraggiamento	2,1	1,2	2,1	1	medio
		livello di impatto	0	3	4		
cornacchia grigia	80	habitat di foraggiamento	2,1	1,2	1,1	1	medio
		livello di impatto	0	3			
storno	70	habitat di foraggiamento	2,1	0,2	1,2	2	alto
		livello di impatto	0	3	4	5	
storno nero	70	habitat di foraggiamento	2,0,5	0,2,5	2,5,2	2	alto
		livello di impatto	0	3	4,4	5	
rigogolo	70	habitat di foraggiamento	0,3	2,0	0,0	0	basso
		livello di impatto	0	3			
passera d'Italia	80	habitat di foraggiamento	0,0	0,2	2,1	1	alto
		livello di impatto		3	4		
passera sarda	85	habitat di foraggiamento	0,0	0,2	2,1	1	alto
		livello di impatto		3	4		
passera mattugia	80	habitat di foraggiamento	0,0	0,2	2,1	1	alto
		livello di impatto		3	4		
cardellino	10	habitat di foraggiamento	2,0	0,2	1,1	2	basso
		livello di impatto	0	1		3	
verdone	20	habitat di foraggiamento	2,0	0,2	1,1	3	basso
		livello di impatto	0	1		3	
ortolano	100	habitat di foraggiamento	1,5,0	0,2	0,0	0	medio
		livello di impatto		3			
zigolo nero	90	habitat di foraggiamento	1,2	0,1	1,1	0	basso
		livello di impatto	0				
strillozzo	85	habitat di foraggiamento	2,2	0,3	0,0	0	basso
		livello di impatto	0,0	3			

Tabella 16. Valutazione complessiva dell'effetto degli insetticidi, in relazione alla dieta, sui nidiacei delle specie

Le specie che non si alimentano con invertebrati e la cui dieta, pertanto, non è influenzata dai possibili effetti indiretti degli insetticidi, non sono state considerate nella Tabella 15 e Tabella 16.

3.3 POSIZIONE DEI NIDI

I risultati della valutazione della potenziale esposizione ai prodotti fitosanitari in relazione all'altezza del nido da terra e alla sua posizione rispetto all'habitat di nidificazione, sono presentati nella tabella seguente (Tabella 17):

Specie	Posizione nido		nessun utilizzo o molto basso di PF prati altri ambienti naturali	utilizzo basso di PF pioppeti	utilizzo medio di PF oliveti seminativi	utilizzo elevato di PF frutteti vigneti	Valutazione complessiva
quaglia	terra	habitat di nidificazione	3,0	0	2,0	0,0	medio
		livello di impatto	basso		alto		
rondine	edifici	habitat di nidificazione	2,2	0	2,0	1,1	basso
		livello di impatto	basso, basso		basso		
calandro	terra	habitat di nidificazione	3,0	0	0,0	0,0	basso
		livello di impatto	basso				
storno	edifici	habitat di nidificazione	2,1	0	2,1	2,2	basso
		livello di impatto	basso		basso	medio, medio	
verdone	arbusti	habitat di nidificazione	2,0	0	2,1	1,3	medio
		livello di impatto	basso		medio	alto	
strillozzo	terra	habitat di nidificazione	2,2	0	3,0	0,0	basso
		livello di impatto	basso,basso		alto		
gheppio	edifici	habitat di nidificazione	3,1	0	2,0	1,1	basso
		livello di impatto	basso		basso		
tortora selvatica	albero	habitat di nidificazione	1,1	0	2,0	1,1	basso
		livello di impatto			basso		
upupa	arbusti	habitat di nidificazione	1,1	0	1,2	2,2	alto
		livello di impatto			medio	alto,alto	
torcicollo	arbusti	habitat di nidificazione	0,1	0	0,2	2,2	alto
		livello di impatto			medio	alto,alto	
allodola	terra	habitat di nidificazione	3,0	0	2,0	0,0	medio
		livello di impatto	basso		alto		
cappellaccia	terra	habitat di nidificazione	3,0	0	2,0	0,0	medio
		livello di impatto	basso		alto		
tottavilla	terra	habitat di nidificazione	3,1	0	0,0	1,0	basso
		livello di impatto	basso				
calandrella	terra	habitat di nidificazione	2,0	0	1,0	0,0	basso
		livello di impatto	basso				
calandra	terra	habitat di nidificazione	2,0	0	2,0	0,0	medio

		livello di impatto	basso		alto		
ballerina bianca	terra	habitat di nidificazione	2,1	0	2,0	0,0	medio
		livello di impatto	basso		alto		
cutrettola	terra	habitat di nidificazione	2,1	0	3,0	0,0	medio
		livello di impatto	basso		alto		
usignolo	arbusto	habitat di nidificazione	0,2	0	0,0	0,0	basso
		livello di impatto	basso				
saltimpalo	arbusto	habitat di nidificazione	3,0	0	1,0	1,0	basso
		livello di impatto	basso				
merlo	arbusto	habitat di nidificazione	1,3	1	0,1	2,2	alto
		livello di impatto	basso			alto,alto	
tordela	albero	habitat di nidificazione	1,2	1	0,0	2,0	basso
		livello di impatto	basso			medio	
cesena	albero	habitat di nidificazione	1,2	0	1,0	0,2	basso
		livello di impatto	basso			medio	
capinera	arbusto	habitat di nidificazione	0,3	1	0,1	0,1	basso
		livello di impatto	basso				
beccamoschino	terra	habitat di nidificazione	1,2	0	1,0	0,0	basso
		livello di impatto	basso				
averla piccola	arbusto	habitat di nidificazione	2,2	0	1,0	1,1	basso
		livello di impatto	basso, basso				
gazza	albero	habitat di nidificazione	2,1	1	2,2	1,1	basso
		livello di impatto	basso		basso, basso		
cornacchia grigia	albero	habitat di nidificazione	2,1	1	2,1	1,1	basso
		livello di impatto	basso		basso		
storno nero	edifici	habitat di nidificazione	2,0.5	0	2.5,2.5	2,2	basso
		livello di impatto	basso		basso, basso	medio, medio	
rigogolo	albero	habitat di nidificazione	0,3	2	0,0	0,0	basso
		livello di impatto	basso	basso			
passera d'Italia	edifici	habitat di nidificazione	0,0	0	2,2	1,1	basso
		livello di impatto			basso,basso		
passera sarda	edifici	habitat di nidificazione	0,0	0	2,2	1,1	basso
		livello di impatto			basso, basso		
passera mattugia	edifici	habitat di nidificazione	0,0	0	2,2	1,1	basso
		livello di impatto			basso, basso		

cardellino	arbusto	habitat di nidificazione	2,0	0	2,1	1,2	medio
		livello di impatto	basso		medio	alto	
verzellino	albero	habitat di nidificazione	1,0	0	1,1	1,2	medio
		livello di impatto				medio	
ortolano	terra	habitat di nidificazione	1.5,1	0	2,0	0,0	alto
		livello di impatto			alto		
zigolo nero	arbusto	habitat di nidificazione	1,2	0	1,1	1,0	basso
		livello di impatto	basso				
strillozzo	terra	habitat di nidificazione	2,2	0	3,0		basso
		livello di impatto	basso,basso		alto		

Tabella 17. Valutazione complessiva dell'effetto dei pesticidi in relazione alla posizione del nido rispetto all'habitat di nidificazione delle specie

3.4 VALUTAZIONE FINALE

Nella tabella seguente (Tabella 18) sono presentati i risultati della valutazione finale della possibile esposizione complessiva ai prodotti fitosanitari delle 36 specie di uccelli delle zone agricole incluse nell'elenco preliminare:

Specie	Habitat	Erbicidi/dieta adulti	Erbicidi/dieta nidiacei	Insetticidi/dieta adulti	Insetticidi/dieta nidiacei	Posizione nido	Valutazione finale
upupa	alto	(basso)	(basso)	alto	alto	alto	alto
torcicollo	alto	(basso)	(basso)	alto	alto	alto	alto
verdone	alto	alto	alto	basso	basso	medio	medio
verzellino	medio	alto	alto	medio	(basso)	medio	medio
passera d'Italia	medio	alto	medio	medio	alto	basso	medio
passera sarda	medio	alto	medio	medio	alto	basso	medio
passera mattugia	medio	alto	medio	medio	alto	basso	medio
cardellino	medio	alto	alto	basso	basso	medio	medio
tortora selvatica	medio	alto	alto	basso	(basso)	basso	medio
merlo	basso	(basso)	(basso)	medio	alto	alto	medio
storno	medio	(basso)	(basso)	alto	alto	basso	medio
storno nero	medio	(basso)	(basso)	alto	alto	basso	medio
ortolano	medio	(basso)	(basso)	medio	medio	alto	medio
calandra	medio	basso	basso	medio	medio	medio	medio
cutrettola	medio	(basso)	(basso)	medio	medio	medio	medio
cesena	medio	(basso)	(basso)	medio	medio	basso	medio
gazza	medio	(basso)	(basso)	medio	medio	basso	medio
cappellaccia	medio	basso	basso	basso	basso	medio	basso
cornacchia grigia	medio	(basso)	(basso)	basso	medio	basso	basso
quaglia	basso	basso	basso	basso	basso	medio	basso
allodola	basso	basso	basso	basso	basso	medio	basso
rondine	medio	(basso)	(basso)	basso	basso	basso	basso
ballerina bianca	basso	(basso)	(basso)	basso	basso	medio	basso
tordela	basso	(basso)	(basso)	basso	medio	basso	basso
averla piccola	medio	(basso)	(basso)	basso	basso	basso	basso
zigolo nero	medio	basso	basso	basso	basso	basso	basso
strillozzo	medio	basso	basso	basso	basso	basso	basso
gheppio	basso	(basso)	(basso)	basso	basso	basso	basso
tottavilla	basso	basso	basso	basso	basso	basso	basso
calandrella	basso	basso	basso	basso	basso	basso	basso
calandro	basso	(basso)	(basso)	basso	basso	basso	basso
usignolo	basso	(basso)	(basso)	basso	basso	basso	basso
saltimpalo	basso	(basso)	(basso)	basso	basso	basso	basso
capinera	basso	(basso)	(basso)	basso	basso	basso	basso
beccamoschino	basso	(basso)	(basso)	basso	basso	basso	basso
rigogolo	basso	(basso)	(basso)	basso	basso	basso	basso

Tabella 18. Valutazione finale dell'esposizione globale al possibile impatto dei PF sulle specie

Il valore tra parentesi (basso) rappresenta l'assenza di una valutazione per quella specie e per quel determinato fattore; ad esempio, l'indicazione (basso) per la specie upupa, nella valutazione degli effetti indiretti degli erbicidi sull'alimentazione di nidiacei e adulti (colonne *Erbicidi/dieta adulti* e *Erbicidi/dieta nidiacei*), sta a significare che quella determinata voce non è direttamente valutabile in quanto l'upupa ha una dieta puramente insettivora e pertanto non è stato valutato l'impatto degli erbicidi sulla dieta. In questi casi viene inserito (tra parentesi) il valore della valutazione complessiva che rappresenta il minor impatto, ovvero "basso", dal momento che si ipotizza che non vi sia un impatto particolarmente significativo di quel tipo di PF sulla dieta, sebbene un certo impatto degli erbicidi possa essere presente anche su specie non granivore, come nel caso del tordo bottaccio nei meleti (Brambilla et al. 2013). Tale impatto tuttavia risulta difficilmente valutabile per le specie considerate e verosimilmente inferiore rispetto agli impatti valutati.

I risultati della valutazione finale, integrati, se necessario, da eventuali considerazioni aggiuntive degli esperti, hanno portato all'individuazione della lista definitiva di specie (Tabella 19). L'elenco delle specie proposte per l'inclusione nell'indicatore comprende le specie che hanno ottenuto un valore "medio" o "alto" nella valutazione finale e le specie che pur avendo ottenuto un valore complessivo "basso", hanno un valore "medio" per almeno due tra le voci considerate (Tabella 18).

Il giudizio finale degli esperti ha tuttavia determinato la prudenziale esclusione di alcune specie dalla lista dell'indicatore in quanto non ritenute idonee. È il caso del verzellino e del merlo che sono state escluse considerando il fatto che la maggior parte delle popolazioni si rinviengono in ambito urbano o suburbano. Infine, si è scelto di escludere anche gazza e cornacchia grigia in quanto entrambe le specie sono molto legate a contesti antropici, la loro alimentazione è onnivora e opportunista e inoltre mostrano una grande plasticità ecologica.

In alcuni casi invece, specie che, rispetto alla metodologia utilizzata in questo studio, hanno ottenuto un valore "basso" nella valutazione finale (Tabella 18), sono state tuttavia ritenute idonee dagli esperti come specie indicatrici dell'effetto dei PF. È il caso della cappellaccia e di alcune altre specie che sono state incluse, seppur con una restrizione al loro contributo all'indicatore stesso. Le specie in questione sono quaglia, allodola, ballerina bianca, strillozzo, averla piccola e saltimpalo. Queste specie hanno ottenuto un valore "basso" generale, dovuto al fatto che attualmente esse si rinviengono prevalentemente in ambienti dove l'utilizzo di PF è molto basso o nullo (prati, pascoli, incolti, ecc.). Tuttavia, in alcune aree ed in particolare nei contesti pianiziali, queste specie sono ancora presenti in proporzione significativa e si riscontrano prevalentemente in ambienti coltivati e soggetti all'uso di pesticidi (in particolare nei seminativi); pertanto, il loro utilizzo in ambito pianiziale appare pienamente giustificato, anche in relazione alla nota sensibilità di alcuni di questi taxa agli effetti dei pesticidi (ad es. vedi Bright et al., 2008). Per queste specie si è quindi ritenuto opportuno inserire il criterio del calcolo dell'andamento di popolazione limitatamente a determinate zone ornitologiche (Londi et al., 2010) per affinare il campione dei dati selezionati per il calcolo dell'indicatore. Il concetto che sta alla base di questa scelta è che gli individui che vivono in ambienti di pianura, dove l'impiego di pesticidi è massiccio, ne subiscono maggiormente l'impatto rispetto alle popolazioni che vivono a quote superiori e che con molta probabilità frequentano ambienti agricoli meno intensivi o anche ambienti naturali, più estesi e numerosi rispetto al paesaggio banalizzato della pianura. Il tentativo quindi è di restringere la selezione dei dati agli individui che appartengono alle popolazioni più colpite della stessa specie, ampiamente distribuita sul territorio.

Nella tabella seguente (Tabella 19), quindi, è stata inserita una colonna con l'indicazione della zona ornitologica utilizzata per la selezione di un sottocampione dei dati della specie, all'interno dell'ampio campione di dati presenti nel database MITO2000. Per queste specie quindi l'ambito nel quale selezionare i dati è stato limitato alla zona ornitologica delle pianure alluvionali, ad eccezione dell'averla piccola, per la quale si propone di utilizzare i

dati relativi anche alla zona ornitologica delle zone collinari. L'averla piccola infatti occupa frequentemente ambienti potenzialmente interessati dall'utilizzo di pesticidi quali vigneti, frutteti, seminativi, posti anche nella fascia collinare.

Altre specie con un valore "basso" nella valutazione finale non sono state recuperate, nonostante sia ragionevole pensare che subiscano l'impatto di esposizioni ai prodotti fitosanitari, perché influenzate da fattori non controllabili, come il caso delle specie migratrici su lunga tratta (es. rondine), le cui dinamiche di popolazione sono largamente influenzate da fattori a noi sconosciuti che avvengono nei quartieri di svernamento. Queste specie, nonostante frequentino assiduamente gli habitat agricoli a scopo alimentare, non rappresentano una scelta ottimale in qualità di specie indicatrici dell'uso dei PF in Italia.

In futuro potrebbe essere possibile selezionare i dati delle specie dell'indicatore con criteri differenti da quello delle zone ornitologiche, per esempio valutandoli sulla base della quota altimetrica o di altre informazioni ritenute idonee, oltre che disponibili.

La lista conclusiva delle specie per il calcolo dell'indicatore Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari viene presentata nella seguente tabella (Tabella 19):

Specie	Selezione di un sottocampione
upupa	
torcicollo	
verdone	
passera d'Italia	
passera sarda	
passera mattugia	
cardellino	
tortora selvatica	
storno	
storno nero	
ortolano	
calandra	
cutrettola	
cesena	
cappellaccia	
quaglia	Zona ornitologica Pianure alluvionali
allodola	Zona ornitologica Pianure alluvionali
ballerina bianca	Zona ornitologica Pianure alluvionali
strillozzo	Zona ornitologica Pianure alluvionali
averla piccola	Zone ornitologiche Pianure alluvionali e Zone collinari
saltimpalo	Zona ornitologica Pianure alluvionali

Tabella 19. Lista delle specie per l'indicatore Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari

4 IL CALCOLO DELL'INDICATORE POPOLAZIONI DI UCCELLI SENSIBILI AI PRODOTTI FITOSANITARI

L'indicatore aggregato "Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari" è stato calcolato come media geometrica degli indici di popolazione relativi alle singole specie (Gregory & van Strien, 2010; van Strien et al., 2012). Per dettagli sul metodo di calcolo si veda la relazione "Metodologie e database". L'andamento di questo indicatore è riportato nella Figura 4, mentre in Tabella 20 è riportato il valore assunto dall'indicatore nei vari anni.

Per ogni anno di indagine, la stima dell'indicatore viene effettuata tenendo conto dei valori degli indici di popolazione delle singole specie e del loro errore standard (Agresti, 1990; Gregory et al., 2005) ed è corredata dal relativo intervallo di confidenza al 95%. L'intervallo di confidenza va interpretato come una misura della variabilità riferita ai valori dei singoli indici che compongono l'indicatore: per ogni anno di studio più ampie sono la variabilità dei singoli indici e l'incertezza della loro stima, più ampio sarà l'intervallo di confidenza dell'indicatore aggregato.

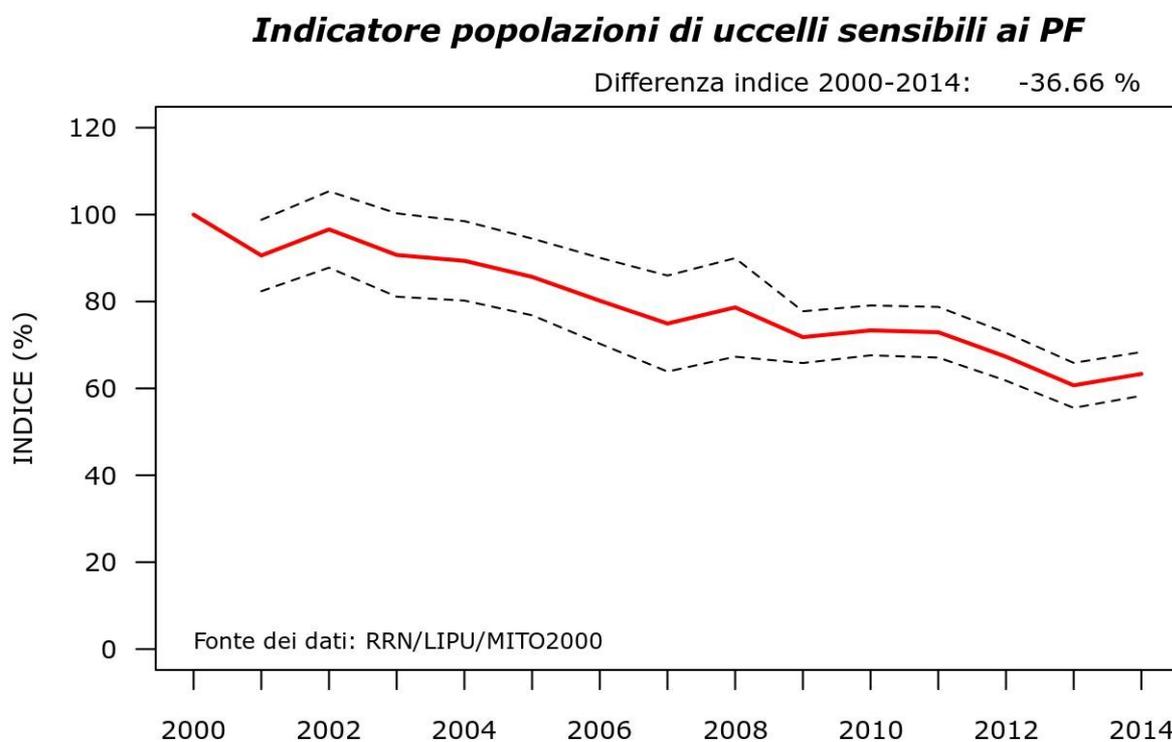


Figura 4. Andamento dell'indicatore Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari su scala nazionale nel periodo 2000-2014. Le linee nere tratteggiate rappresentano l'intervallo di confidenza al 95%.

Anno	Indicatore Popolazioni di uccelli sensibili ai PF	Intervallo di confidenza (95%)
2000	100,00	
2001	90,59	(82,37 – 98,81)
2002	96,58	(87,79 – 105,38)
2003	90,70	(81,12 – 100,29)
2004	89,35	(80,21 – 98,50)
2005	85,66	(76,83 – 94,49)
2006	80,17	(70,29 – 90,05)
2007	74,92	(63,87 – 85,97)
2008	78,64	(67,30 – 89,98)
2009	71,80	(65,84 – 77,76)
2010	73,35	(67,61 – 79,09)
2011	72,93	(67,10 – 78,76)
2012	67,29	(61,79 – 72,79)
2013	60,70	(55,52 – 65,88)
2014	63,34	(58,31 – 68,37)

Tabella 20. Valori assunti dall'indicatore Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari e relativo intervallo di confidenza al 95% nel periodo 2000-2014.

L'andamento di popolazione delle specie incluse nell'indicatore aggregato viene calcolato utilizzando il *software* TRIM (Pannekoek e van Strien, 2001; van Strien et al., 2001). Di seguito vengono riportati i risultati (Tabella 21).

Tabella 21. Riepilogo degli andamenti di popolazione registrati nei 15 anni di indagine, per le specie. Per ciascuna specie sono riportati l'andamento di popolazione stimato per il periodo 2000-2014; la scala di selezione dei dati (NAZ = nazionale, PA = zona ornitologica Pianure alluvionali, CO = zona ornitologica Zone collinari); il numero di casi positivi (N. positivi), ovvero il numero di volte che, nel periodo considerato, è stato rilevato almeno un individuo della specie nelle unità di rilevamento selezionate per le analisi; il numero di unità di rilevamento; particelle o punti, (N. siti); la variazione media annua (con il relativo errore standard); la significatività (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$) degli andamenti 2000-2014 (Sig.). Simboli utilizzati per gli andamenti: =: stabile; +: incremento moderato; ++: incremento forte; -: declino moderato; --: declino forte.

Specie	2000 2014	Scala	N. positivi	N. siti	Variazione media annua \pm ES	Sig.
Quaglia	=	PA	316	101	-0,07 \pm 1,09	
Tortora selvatica	=	NAZ	3067	788	0,25 \pm 0,26	
Upupa	+	NAZ	2067	644	1,02 \pm 0,4	*
Toricollo	--	NAZ	906	432	-6,23 \pm 0,62	*
Calandra	=	NAZ	152	64	-0,56 \pm 1,65	
Cappellaccia	-	NAZ	1487	388	-1,35 \pm 0,33	**
Allodola	--	PA	490	128	-8,65 \pm 0,57	**
Cutrettola	-	NAZ	801	215	-2,84 \pm 0,56	**
Ballerina bianca	-	PA	291	101	-4,59 \pm 1,08	**
Saltimpalo	--	PA	251	108	-18,2 \pm 1,58	**
Cesena	-	NAZ	230	87	-5,21 \pm 0,95	**
Averla piccola	--	PA+CO	760	284	-7,12 \pm 0,65	**
Storno	+	NAZ	2733	649	1,19 \pm 0,37	**
Storno nero	+	NAZ	520	131	4,17 \pm 0,82	**
Passera d'Italia	-	NAZ	3993	877	-3,94 \pm 0,27	**
Passera sarda	-	NAZ	617	148	-5,2 \pm 0,57	**
Passera mattugia	-	NAZ	2752	748	-3,03 \pm 0,37	**
Verdone	-	NAZ	3601	929	-3,67 \pm 0,25	**
Cardellino	-	NAZ	4364	1024	-2,94 \pm 0,2	**
Ortolano	+	NAZ	207	84	2,75 \pm 1,38	*
Strillozzo	=	PA	225	85	1,54 \pm 1,1	

Come illustrato in dettaglio nella relazione "Metodologie e database", la definizione degli andamenti viene effettuata statisticamente, tenendo in considerazione non solo il valore della variazione media annua, ma anche il suo grado di "incertezza", per la cui determinazione si utilizza il valore dell'errore standard. Riassumendo e semplificando quanto detto in "Metodologie e database" e ricordando che il termine "significativo" si riferisce alle analisi statistiche, gli andamenti vengono classificati nel seguente modo:

- Incremento forte - incremento annuo significativo maggiore del 5%;
- Incremento moderato - incremento significativo, ma con valore di variazione non significativamente maggiore del 5% annuo;
- Stabile - assenza di incrementi o diminuzioni significative e variazione media annua generalmente inferiore al 5%;
- Declino moderato - diminuzione significativa, ma con valore di variazione non significativamente maggiore del 5% annuo;
- Declino forte - diminuzione annua significativa maggiore del 5%;
- Incerto - assenza di incrementi o diminuzioni significative e variazione media annua

generalmente superiore al 5%. Ricadono in questa categoria le specie per le quali, a partire dai dati analizzati, non è possibile definire statisticamente una tendenza in atto. L'incertezza statistica deriva da molteplici fattori tra i quali possiamo ad esempio includere la presenza di valori molto dissimili dell'indice di popolazione da un anno con l'altro o la diversa tendenza calcolata nelle unità di campionamento (in alcune particelle la specie può aumentare, mentre in altre diminuire). Per le specie più abbondanti e meglio distribuite l'inclusione nella categoria non significa necessariamente che l'andamento non sia realistico.

5 CONSIDERAZIONI SUI RISULTATI OTTENUTI

L'indicatore "Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari" mostra una regolare tendenza alla diminuzione; a partire dal 2011 raggiunge i valori più bassi e, nel 2014, si assesta al 63,34% del valore che aveva nel 2000.

L'andamento dell'indicatore rispecchia i trend delle specie: quattro specie (torcicollo, allodola, saltimpalo, averla piccola) hanno un andamento in declino forte, nove specie (cappellaccia, cutrettola, ballerina bianca, cesena, passera d'Italia, passera sarda, passera mattugia, verdone, cardellino) sono in declino moderato, quattro specie (quaglia, tortora selvatica, calandra, strillozzo) sono stabili e solo quattro specie (upupa, storno, storno nero, ortolano) sono in incremento moderato, nessuna in incremento forte. In sintesi, il 60% delle specie considerate mostra un andamento in declino.

La lettura dell'andamento dell'indicatore deve essere accompagnata dalla consapevolezza che esso non è direttamente correlabile all'impiego di PF poiché non riflette solamente l'effetto che i prodotti fitosanitari possono provocare sulle specie ornitiche. Le dinamiche descritte dai trend di popolazione delle specie che vivono negli ambienti agricoli sono influenzate, infatti, da fattori tra loro molto diversi, a partire dall'insieme delle pratiche agricole e di gestione del territorio che incidono sulla qualità degli habitat, sull'integrità e la funzionalità degli agro-ecosistemi che vanno a sommarsi a quelle provocate dall'uso di PF in agricoltura. Inoltre, tali fattori variano nel tempo e rispetto ai diversi paesaggi agrari italiani, che spaziano dai meleti trentini agli agrumeti siciliani. Valutare l'effetto esclusivo dei pesticidi sugli uccelli, in un contesto complesso e multivariato come quello degli attuali agro-ecosistemi italiani, interessati da trasformazioni paesaggistiche e modalità di gestione agricola che vanno al di là dell'impiego dei pesticidi, richiederebbe l'attivazione di una linea di ricerca di ampio respiro, ad hoc e tempi lunghi che si auspica in futuro comunque si possa iniziare a realizzare.

L'indicatore "Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari", calcolato con una lista di specie ornitiche selezionata appositamente e qui presentato, sostituisce l'indicatore *Farmland Bird Index* delle zone ornitologiche di pianura, utilizzato lo scorso anno come indicatore per il Piano d'azione nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari. Riteniamo che ciò costituisca un concreto miglioramento della rappresentatività e sensibilità dell'indicatore. Un ulteriore miglioramento potrebbe essere dato dalla possibilità di selezionare i dati sugli uccelli, sulla base della reale distribuzione geografica dei PF. Attualmente non ci risulta siano disponibili dati georeferenziati sull'uso dei pesticidi in Italia.

Il processo che ha portato all'individuazione delle specie che andranno a comporre l'andamento dell'indice aggregato "Popolazioni di uccelli sensibili ai prodotti fitosanitari" si è rivelato essere il miglior risultato che si è riusciti a ottenere considerate le informazioni sulla distribuzione e l'impiego dei PF a nostra disposizione e le attuali conoscenze sugli effetti diretti e indiretti dei pesticidi sulle specie ornitiche. Molte delle specie non comprese nella lista dei taxa componenti l'indicatore non sono state escluse perché verosimilmente non impattate dai pesticidi, bensì, per la necessità di ottenere un indicatore che potesse essere più sensibile e selettivo possibile e che fosse quindi basato su specie che, attualmente, in base alla loro distribuzione geografica e alle loro caratteristiche ecologiche, risultassero potenzialmente più esposte ai pesticidi.

Teniamo a sottolineare come il basso grado dell'esposizione potenziale di una specie ai PF (valutazione finale "basso") non corrisponda necessariamente al fatto che la specie non risente degli effetti negativi dei pesticidi; in alcuni casi, potrebbe anzi essere che le popolazioni di questa specie sono ormai pressoché estinte negli ambienti dove l'impiego di pesticidi è più elevato. Questa possibilità è di fatto intrinseca alla metodologia adottata, dal momento che l'obiettivo dell'indicatore è quello di valutare gli andamenti recenti ed attuali (e futuri) delle specie potenzialmente esposte ai pesticidi. Pertanto è stato valutato il corrente livello di esposizione, piuttosto che un rischio generico, che potrebbe essere alto

anche per specie il cui livello di esposizione è risultato "basso". Di fatto, molte delle specie che sono potenzialmente sensibili ai pesticidi, sono legate in misura preponderante agli ambienti prativi (mediana dei ranghi di utilizzo degli habitat con valore 2 o 3), ambienti questi ultimi dove l'impiego di pesticidi è considerato basso o nullo, e pertanto il loro livello di esposizione attuale ai PF risulta tendenzialmente basso. Questo tuttavia non esclude che tali specie subiscano l'impatto dei pesticidi nei casi in cui occupino ancora ambienti dove questi vengono impiegati. Tra queste specie, vi sono ad esempio quelle per cui si propone l'inserimento nell'indicatore limitatamente alla zona ornitologica delle pianure alluvionali.

In futuro non si esclude che la metodologia utilizzata possa essere implementata con l'integrazione di ulteriori conoscenze o esperienze dedicate in modo mirato allo studio di queste dinamiche. Inoltre, si potrebbe valutare l'opportunità di un eventuale confronto del trend dell'indicatore, dentro e fuori le aree protette.

6 BIBLIOGRAFIA

- Agresti, A. 1990. Categorical data analysis. John Wiley, New York.
- American Bird Conservancy, Mineau, P., & Palmer, C. 2013. The impact of the nation's most widely used insecticides on birds. American Bird Conservancy.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188.
- Boatman, N. D., Brickle, N. W., Hart, J. D., Milsom, T. P., Morris, A. J., Murray, A. W. A., Murray, K. A., & Robertson, P. A. 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146(s2), 131-143.
- Brambilla M., G. Martino & P. Pedrini. 2013. Changes in song thrush *Turdus philomelos* density and habitat association in apple orchards during the breeding season. *Ardeola* 60: 73-83.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2003. *Ornitologia italiana*. Vol. 1 Gaviidae-Falconidae. Oasi Alberto Perdisa Editore.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2004. *Ornitologia italiana*. Vol. 2 Tetraonidae-Scolopacidae. Oasi Alberto Perdisa Editore.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2006. *Ornitologia italiana*. Vol. 3 Stercorariidae-Caprimulgidae. Oasi Alberto Perdisa Editore.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2007. *Ornitologia italiana*. Vol. 4 Apodidae-Prunellidae. Oasi Alberto Perdisa Editore.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2008. *Ornitologia italiana*. Vol. 5 Turdidae-Cisticolidae. Oasi Alberto Perdisa Editore.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2010. *Ornitologia italiana*. Vol. 6 Sylviidae-Paradoxornithidae. Oasi Alberto Perdisa Editore.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2011. *Ornitologia italiana*. Vol. 7 Paridae-Corvidae. Oasi Alberto Perdisa Editore.
- Brichetti, P., & Fracasso, G. 2013. *Ornitologia italiana*. Vol. 8 Sturnidae-Fringillidae. Oasi Alberto Perdisa Editore.
- Brickle, N. W., Harper, D. G., Aebischer, N. J., & Cockayne, S. H. 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology*, 37(5), 742-755.
- Bright, J. A., Morris, A. J., & Winspear, R. 2008. A review of Indirect Effects of Pesticides on Birds and mitigating land-management practices. A report for the Pesticide Safety Directorate by the Royal Society for the Protection of Birds.
- Burn, A. J. 2000. Pesticides and their effects on lowland farmland birds. *Ecology and conservation of lowland farmland birds*, 89-104.
- Butler, S. J., Mattison, E. H., Glithero, N. J., Robinson, L. J., Atkinson, P. W., Gillings, S., Vickery, J. A., & Norris, K. 2010. Resource availability and the persistence of seed-eating bird populations in agricultural landscapes: a mechanistic modelling approach. *Journal of applied ecology*, 47(1), 67-75.
- Chagnon, M., Kreuzweiser, D., Mitchell, E. A., Morrissey, C. A., Noome, D. A., & Van der Sluijs, J. P. 2015. Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 119-134.

- Cramp, S., & Simmons, K. E. L. 1977. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. I. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S., & Simmons, K. E. L. 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. II. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S., & Simmons, K. E. L. 1983. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. III. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. 1985. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. 1988. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. V. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. 1992. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol VI. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S., & Perrins, C. M. 1993. *The Birds of Western Palearctic*. Vol. VII. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S., & Perrins, C. M. 1994a. *The Birds of Western Palearctic*. Vol. VIII. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S., & Perrins, C. M. 1994b. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. IX. Oxford University Press, Oxford.
- Eurostat. http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_consumption_of_pesticides
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liirah, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W., & Inchausti, P. 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 97-105.
- Gibbons, D., Morrissey, C., & Mineau, P. 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 103-118.
- Goulson, D. 2013. Review: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50(4), 977-987.
- Gregory, R. D., & van Strien, A. 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithol Sci.* 9 : 3-22.
- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A., Noble, D., Foppen, R., & Gibbons, D. W. 2005. Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 360, 269-288.
- Groppali, R., & Camerini, G. 2006. *Uccelli e Campagna. Conservare la Biodiversità di ecosistemi in mutamento*. Alberto Perdisa Editore.
- Hallmann, C. A., Foppen, R. P. B., van Turnhout, C., A., M., de Kroon, H., & Jongejans, E. 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511, 341-343.
- Hart, J. D., Milsom, T. P., Fisher, G., Wilkins, V., Moreby, S. J., Murray, A. W. A., & Robertson, P. A. 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 81-91.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V., & Evans, A. D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity?. *Biological conservation*, 122(1), 113-130.

- Holland, J. M., Hutchison, M. A. S., Smith, B., & Aebischer, N. J. 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology*, 148(1), 49-71.
- INEA 2002. L'agricoltura italiana conta. Ministero delle politiche agricole e forestali.
- INEA 2007. L'agricoltura italiana conta. Ministero delle politiche agricole, alimentari e forestali.
- INEA 2013. L'agricoltura italiana conta. Ministero delle politiche agricole, alimentari e forestali.
- ISPRA 2013. Rapporto nazionale pesticidi nelle acque – dati 2009-2010. Edizione 2013. Rapporti 175/2013. Marzo 2013
- ISPRA 2014a. Piano d'Azione Nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari. Proposta di set d'indicatori del Piano. Relazione finale. Roma, Novembre 2014.
- ISPRA 2014b. Rapporto nazionale pesticidi nelle acque – dati 2011-2012. Edizione 2014. Rapporti 208/2014. Novembre 2014
- ISPRA 2014c. Annuario dei dati ambientali. Edizione 2013, Stato dell'Ambiente 47/2014
- Istat 2013. La distribuzione per uso agricolo dei prodotti fitosanitari – Anno 2012. Report statistiche. 29 ottobre 2013. <http://www.istat.it>
- Istat 2015. La distribuzione per uso agricolo dei fertilizzanti e dei fitosanitari – Anno 2013. Report statistiche. 20 gennaio 2015. <http://www.istat.it>
- Jahn, T., Hötcker, H., Oppermann, R., Bleil, R., & Vele, L. 2014. Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Deutschland.
- Londi, G., Tellini Florenzano, G., Campedelli, T., & Fornasari, L. 2010. An ornithological zonation of Italy. In: Bermejo A. (ed.). Bird Numbers 2010 "Monitoring, indicators and targets". Book of abstracts of the 18th Conference of the European Bird Census Council-SEO/BirdLife, Madrid, pp. 77.
- Mason, R., Tennekes, H., Sánchez-Bayo, F., & Jepsen, P. U. 2013. Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines. *J Environ Immunol Toxicol*, 1(1), 3-12.
- Morris, A. J., Wilson, J. D., Whittingham, M. J., & Bradbury, R. B. 2005. Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agriculture, ecosystems & environment*, 106(1), 1-16.
- Nimmo, D. R., McEwen, L. C., & Pesticides, P. C. 1994. *Handbook of Ecotoxicology*.
- Pannekoek, J., & van Strien, A. J. 2001. TRIM 3 Manual. TRends and Indices for Monitoring Data.
- Potts, G. R. 1973. Pesticides and the fertility of the Grey Partridge, *Perdix perdix*. *J. Reprod. Fert. Suppl.* 19: 391-402.
- Potts, G. R. 1986. *The partridge: pesticides, predation and conservation*. Collins, London.
- Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of applied Ecology*, 39(1), 157-176.
- Tennekes, H. 2010. *The systemic insecticides: a disaster in the making*. Weevers Walburg Communicatie, Zutphen.
- Tucker, R. K., & Haegele, M. A. 1971. Comparative acute oral toxicity of pesticides to six species of birds. *Toxicology and applied pharmacology*, 20(1), 57-65.

- Van Dijk, T. C., Van Staalduinen, M. A., & Van der Sluijs, J. P. 2013. Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PLoS One*, 8(5), e62374.
- van Strien, A. J., Pannekoek, J., & Gibbons, D. W. 2001. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study*. 48 : 200-213.
- van Strien, A. J., Soldaat, L. L., & Gregory, R. D. 2012. Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. *Ecological Indicators*. 14 : 202-208.
- Wilson, J. D., Evans, J., Browne, S. J., & King, J. R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology*, 1462-1478.

SITI INTERNET e PAGINEWEB:

<http://www.ambientesalute.org/territorio/agricoltura>