

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI MILANO BICOCCA

Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali

Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali – XVII Ciclo

**"DEFINIZIONE E COSTRUZIONE DI UN SISTEMA INTEGRATO PER
LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DERIVANTE DALL'UTILIZZO DI
PRODOTTI FITOSANITARI IN AGRICOLTURA SU BASE
TERRITORIALE."**

Tutor: Chiar.mo Prof. M. **VIGHI**

Coordinatore : Chiar.mo Prof. B. **RINDONE**

Tesi di Dottorato

Dott.ssa **Serenella Sala**

Matr. R00218

Anno Accademico 2003-2004

A Rino e Laretta

“ ...La scienza non è una struttura statica, costruita accumulando i fatti come fossero tanti mattoni, ma in realtà e' un modo di guardare il mondo, una prospettiva che si trasforma di volta in volta... “

Willis Harman, *Creatività superiore*

ABSTRACT

The present project develops a GIS based methodology to assess an ecotoxicological site-specific risk's index for aquatic, epigeal and hypogean terrestrial ecosystems due to pesticide use in agriculture. The work's aim is to provide a GIS based tool for landscape management in a sustainable agriculture perspective.

The methodology gathers several disciplinary approaches and results (such as agronomy, ecotoxicology, landscape ecology, environmental modelling) to support decision-makers in risk assessment procedures.

The methodology is based on an integration of database, algorithm for pesticide exposure evaluation, risks index, faunistic models, landscape's patch analysis using Geographical Information System for managing models input data and results in a distributed way on the territory.

Molecular properties, as chemical-physical and toxicological data of active ingredients, and environmental characteristics, as land use, crop distribution, landscape elements are managed for elaborating and developing a realistic scenarios of application.

The methodology allows to calculate the exposition and the ecotoxicological risk index for the main organisms that compose aquatic and terrestrial ecosystems. Using GIS permits to take in account the spatial variability of parameters and result underlining the synergies between chemicals and territory.

The results are useful to make a comparison between the active ingredients to draft a classification based on environmental sustainability of their use and to defend ecosystems and to evaluate vulnerability of landscape elements.

The presented cases history are referred to different resolution of the methodology application (from a regional scale to a field scale) in order to underline the flexibility of the site-specific approach.

INDICE

INDICE

INDICE

**PARTE PRIMA - INTRODUZIONE ALLA STIMA DEL RISCHIO ASSOCIATO ALL'USO DEI
PRODOTTI FITOSANITARI**

1.	INTRODUZIONE E SCOPO DELLA TESI	1
1.1.	BASE DI PARTENZA SCIENTIFICA	3
1.2.	DESCRIZIONE DEL PROGETTO	4
1.3.	ARTICOLAZIONE DEL PROGETTO.....	6
1.4.	PRESENTAZIONE E DISCUSSIONE DEI RISULTATI	7
2.	L'APPROCCIO MULTIDISCIPLINARE	8
2.1.	RUOLO DELLA ECOTOSSICOLOGIA NELLA VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE.....	8
2.2.	IL " TIERED APPROACH RISK ASSESSMENT "	16
2.2.1.	Il primo livello di Tiered Assessment	17
2.2.2.	Il secondo livello di Tiered Assessment.....	17
2.2.3.	Il terzo livello di Tiered Assessment	18
2.2.4.	Il quarto livello di Tiered Assessment	20
2.3.	RISK ASSESSMENT, RISK MITIGATION E RISK MANAGEMENT	25
2.4.	PRINCIPI GENERALI DI ECOLOGIA DEL PAESAGGIO	25
3.	LE POLITICHE NAZIONALI ED INTERNAZIONALI E IL CONTESTO NORMATIVO	27
3.1.	LA LEGISLAZIONE E LE POLITICHE IN MATERIA DI AGRICOLTURA.....	28
3.1.1.	La politica agricola comunitaria	28
3.1.2.	La multifunzionalità agricola.....	30
3.2.	LA LEGISLAZIONE E LE POLITICHE PER LA PROTEZIONE DELLA BIODIVERSITA'	30
3.2.1.	I documenti di riferimento a livello internazionale e nazionale per la tutela della biodiversità	31
3.2.2.	Agricoltura e biodiversità	33
3.2.3.	Agenda 2000.....	33
3.2.3.1.	Il Piano d'azione per la biodiversità in agricoltura nell' U E	34
	Le priorità	34
	Gli strumenti	35
	I principi da privilegiare.....	36
3.2.4.	Il monitoraggio della biodiversità in Italia	37
3.3.	LA LEGISLAZIONE E LE POLITICHE IN MATERIA DI PRODOTTI FITOSANITARI.....	37
3.3.1.	Direttiva 91/414/EEC: la registrazione dei prodotti fitosanitari	37
3.3.2.	La strategia europea per l'uso sostenibile dei pesticidi	38
3.3.3.	Obiettivi della strategia tematica.....	39

3.3.4.	Statistiche e indicatori relativi all'uso di prodotti fitosanitari	41
3.3.5.	Valutazione della situazione attuale	45
3.3.6.	Legislazione italiana in materia di prodotti fitosanitari:	45
3.4.	LA LEGISLAZIONE E LE POLITICHE IN MATERIA DI TUTELA DELLE ACQUE	47
3.4.1.	Direttiva 2000/60/CE : la Water Framework Directive	49
	Scopi della direttiva	51
3.4.2.	Nomenclatura per le acque superficiali	52
3.4.3.	Elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico	53
3.4.4.	Definizioni normative per la classificazione dello stato ecologico	54
3.4.5.	L'implementazione dei Gis nella WFD	55
3.4.6.	La legislazione italiana a tutela delle acque superficiali.	55
4.	INTRODUZIONE ALLA METODOLOGIA INTEGRATA.....	60
5.	I PASSAGGI METODOLOGICI NELLA STIMA DEL RISCHIO.....	63
5.1.	DEFINIZIONE DEL PROBLEMA.....	63
5.1.1.	I prodotti fitosanitari	63
5.1.2.	Uso dei fitosanitari (PPP)	63
	Quantità.	64
	Vantaggi.....	64
	Rischi e costi connessi con l'uso.	64
5.1.3.	Caratteristiche generali	65
	Gli insetticidi	66
	Gli acaricidi	66
	Gli anticrittogamici o fungicidi	67
	Gli erbicidi o diserbanti	67
5.1.4.	Le tipologie di trattamento con fitofarmaci	69
5.1.5.	Parametri di base per la caratterizzazione dei prodotti fitosanitari in relazione al loro impatto ambientale: le proprietà chimico- fisiche.....	71
5.1.6.	I fattori di Bioaccumulo, bioconcentrazione, biomagnificazione.	72
5.2.	COSTRUZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE	73
5.3.	ANALISI DELLE ESIGENZE MODELLISTICHE - LA MODELLISTICA AMBIENTALE.....	76
5.3.1.	La modellistica per la valutazione dell' esposizione ambientale	76
5.3.2.	Modelli per la previsione del destino ambientale dei contaminanti.....	77
5.3.3.	La classificazione dei modelli per l'inquinamento diffuso da pesticidi.....	78
5.4.	CARATTERIZZAZIONE TERRITORIALE E SCELTA DELLA SCALA DI RISOLUZIONE DELL' ELABORAZIONE	81
5.4.1.	Scelta della scala di risoluzione dell' elaborazione.....	81
5.4.2.	Le informazioni territoriali	82

5.4.2.1. Pedologia	82
5.4.2.2. Meteo.....	85
5.4.2.3. Idrografia e Bacini	85
5.4.2.4. Portate	86
5.4.2.5. Uso del Suolo.....	86
5.4.3. Le informazioni sui prodotti fitosanitari.....	91
5.4.4. I calendari culturali	92
5.4.5. I Software utilizzati	94
5.4.6. I sistemi informativi geografici (GIS).....	95
5.4.7. Caratteristiche generali dei GIS.....	96
5.4.7.1. Dati raster e dati vettoriali	96
5.4.7.2. Funzioni dei GIS	99
Acquisizione dei dati.....	100
Archiviazione.....	100
Elaborazioni ed operazioni sui dati	101
Visualizzazione	101
5.4.8. Applicazioni dei GIS in campo ambientale.....	102
5.5. CREAZIONE DI DATABASE TERRITORIALI CON DATI GEOREFERENZIATI E NON GEOREFERENZIATI.....	104
5.5.1. Limiti delle fonti	104
5.6. STIMA DELL' ESPOSIZIONE PER ECOSISTEMI ACQUATICI, TERRESTRI EPIGEI ED IPOGEI 106	
5.6.1. Documenti di riferimento a livello internazionale per la stima dell' esposizione 106	
5.6.2. Validazione sperimentale dei dati di esposizione.....	107
5.7. STIMA DEGLI EFFETTI CON APPROCCIO DETERMINISTICO E/O PROBABILISTICO	108
5.7.1. La stima degli effetti	109
5.7.2. Approccio deterministico	109
Organismi terrestri.....	110
5.7.3. La valutazione della PNEC per il comparto acque superficiali	111
5.7.4. Approccio probabilistico	112
5.7.4.1. La SSD (Distribuzione della sensibilità delle specie)	112
L' applicazione della SSD nella stima del rischio	114
Raccolta dati di letteratura.....	114
Protocollo di scelta dei dati utilizzabili.....	115
Procedure di elaborazione della curva logistica.....	116
Esempio di elaborazione di una SSD dei vertebrati al Fenitrothion.....	119

Esempio di elaborazione di una SSD degli invertebrati al Fenitrothion	121
Prospettive di applicazione	124
5.8. LA STIMA DEL PERICOLO POTENZIALE.....	125
5.9. CARATTERIZZAZIONE ECOLOGICA - PAESAGGISTICA.....	126
5.9.1. L' Agroecosistema	126
5.9.2. L' integrazione della valutazione di aspetti ecologici e paesaggistici nella stima del rischio.	127
5.9.3. Le informazioni ecologico-paesaggistiche	128
5.9.4. La qualità potenziale degli ecosistemi	130
5.9.4.1. I Modelli di vocazionalità faunistica	130
Introduzione	130
Ruolo dei modelli di vocazionalità faunistica.....	130
Gli Habitat Suitability Indices	131
Aspetti critici.....	132
Modelli di vocazionalità faunistica e GIS.....	133
Le variabili utilizzate nei modelli di vocazionalità faunistica	134
5.9.4.2. Modelli di vocazionalità faunistica basati su interpretazione di immagini telerilevate	135
5.9.4.3. Modelli di vocazionalità faunistica per l' ecosistema acquatico basati su caratteristiche morfologiche territoriali.....	136
Modello di zonazione longitudinale dei corsi d' acqua secondo Huet.....	137
L' elaborazione della carta della vocazionalità ittica: Regione Lombardia	139
5.9.4.4. Applicazione spazializzata del River Continuum Concept (RCC)	142
5.9.5. Biodiversità e paesaggio	144
5.9.5.1. La Biodiversità	144
Le minacce per la biodiversità	145
Gli effetti dell'attività agricola sulla biodiversità	146
La frammentazione degli habitat.....	148
Indici ed indicatori per valutare la biodiversità	148
5.9.5.2. Il paesaggio	150
Gli elementi del paesaggio	150
L' ecologia del paesaggio	150
Il " paesaggio" come indicatore dello stato dell' ambiente	152
Le diverse tipologie di paesaggio	152
Analisi paesaggistica dei corsi d' acqua: elementi strutturali del territorio perfluviale.....	153
Le aree di rifugio	156

Siepi, Filari e Boschi	157
Funzione antierosiva	158
Equilibrio biologico	159
Siepe come habitat	160
Le siepi come corridoi ripariali.....	161
Siepi come favoriti di movimenti dispersivi.....	161
Siepi e controllo biologico.....	162
Funzione frangivento e anti-deriva	163
Effetti sul clima.....	163
Aree protette	164
Parchi e riserve.....	164
Le zone umide.....	164
L' elaborazione di carte di distribuzione di siepi, filari e boschi.....	164
5.9.5.3. La qualità ambientale degli habitat secondo il progetto “ Carta della Natura”	
.....	168
5.9.5.4. Gli indici di diversità del paesaggio e la stima della biodiversità	173
5.9.6. La qualità reale degli ecosistemi.....	175
5.9.6.1. Gli indici biotici e i bioindicatori.....	175
5.9.6.2. Qualità reale degli ecosistemi acquatici	176
Le comunità di Macroinvertebrati e l' indice Biotico esteso (IBE)	180
L' elaborazione della carta della distribuzione dell' Indice Biotico esteso in	
Regione Lombardia	184
Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.).....	185
5.9.6.3. Qualità reale degli ecosistemi terrestri	188
5.10. CARATTERIZZAZIONE DEL RISCHIO REALISTICO	188
5.11. VALIDAZIONE SPERIMENTALE DEI RISULTATI.....	189
5.12. SVILUPPO DI INDICATORI AGROAMBIENTALI	190
5.12.1. Lo schema DPSIR.....	191
6. Schema della metodologia integrata.....	195
6.1. IL TIERED ASSESSMENT PROPOSTO	195
6.1.1. Il primo livello di Tiered Assessment	195
6.1.2. Il secondo livello di Tiered Assessment.....	196
6.1.3. Il terzo livello di Tiered Assessment	196
6.1.4. Il quarto livello di Tiered Assessment	197
6.1.5. Schema Tiered Assessment proposto.....	198
7. METODOLOGIA INTEGRATA PER LA STIMA DEL RISCHIO ASSOCIATO	
ALL'USO DEI PRODOTTI FITOSANITARI PER ECOSISTEMI ACQUATICI	206
7.1. INTRODUZIONE.....	206

7.2. STIMA DEL RISCHIO PER GLI ECOSISTEMI ACQUATICI DERIVANTE DA SINGOLI PRINCIPI**ATTIVI 207**

7.2.1.	Stima dell' esposizione	211
7.2.2.	Stima della PEC nella rete idrografica superficiale	213
7.2.2.1.	Equazione per il calcolo della massa di principio attivo persa per drift	213
7.2.2.2.	Equazione per il calcolo della massa di principio attivo persa per ruscellamento	217
7.2.2.3.	Stima della massa e di principio attivo che raggiunge le acque superficiali	222
7.2.2.4.	Stima della PEC di principio attivo presente nei corsi d'acqua superficiale	222
7.2.3.	Stima dei TER per gli organismi non bersaglio	223
7.2.4.	Calcolo dell'indice PRISW-1	223
7.2.5.	Elaborazione delle carte del rischio: rifinito e realistico	224
7.2.6.	Determinazione di soglie di impatto relative all' indice PRISW-1	225
7.2.7.	Elaborazione della carta di previsione dello stato di qualità ambientale dei corsi d' acqua	226
7.2.8.	Elaborazione della carta del rischio realistico	228

7.3. STIMA DEL RISCHIO PER GLI ECOSISTEMI ACQUATICI DERIVANTE DA MISCELE DI PRINCIPI**ATTIVI. 229**

7.3.1.	Stima della pec di principio attivo presente nei corsi d' acqua superficiale	234
7.3.1.1.	Stima degli ETR per gli organismi non bersaglio	234
7.3.2.	Calcolo dell' indice PRISW-1	235

7.4. CASI APPLICATIVI236

7.4.1.	La stima del rischio a scala regionale: La regione Lombardia	236
7.4.1.1.	Area di studio	236
7.4.1.2.	Scenario ambientale	237
7.4.1.3.	Cartografia elaborata	238
7.4.1.4.	Valutazione dei risultati	241
7.4.2.	La stima del rischio da miscela: L' oltrepo pavese	143
7.4.2.1.	Area di studio	143
7.4.2.2.	Scenario ambientale	143
7.4.2.3.	Cartografia elaborata	144
7.4.2.4.	Valutazione dei risultati	145
7.4.3.	La stima del rischio a scala di campo: il bacino del fiume meolo	143
7.4.3.1.	Area di studio	143
7.4.3.2.	Scenario ambientale	144
7.4.3.3.	Cartografia elaborata	145
7.4.3.4.	Valutazione dei risultati	149

7.5.	CONSIDERAZIONI SULLE ELABORAZIONI.....	150
8.	METODOLOGIA INTEGRATA PER LA STIMA DEL RISCHIO ASSOCIATO ALL'USO DEI PRODOTTI FITOSANITARI PER ECOSISTEMI EPIGEI.....	152
8.1.	DESCRIZIONE DELLA METODOLOGIA PER LA DETERMINAZIONE DEL RISCHIO ACUTO E A BREVE TERMINE	152
8.2.	LA STIMA DELL' ESPOSIZIONE	154
8.2.1.	Stima dell' esposizione per api e artropodi utili	154
8.2.2.	Stima dell' esposizione per mammiferi e uccelli.....	154
8.3.	STIMA DEL PERICOLO PER GLI ORGANISMI NON BERSAGLIO.....	158
8.4.	RISCHIO POTENZIALE E RISCHIO REALISTICO	160
8.5.	SVILUPPO DI UN SOFTWARE PER LA STIMA DEL PERICOLO DELLA FAUNA AVICOLA AI PRODOTTI FITOSANITARI	160
8.6.	CASO APPLICATIVO : PARCO AGRICOLO SUD MILANO	161
8.6.1.	Area di studio e scenario ambientale.....	161
8.6.2.	Cartografia elaborata.....	162
	Geodati riguardanti il Parco Agricolo Sud Milano.....	162
	Dati riguardanti i fitofarmaci in esame.....	163
	Dati degli Organismi Non-Bersaglio dell' ambiente Epigeo	163
	Elaborazione, analisi e presentazione dei risultati	163
8.6.3.	Valutazione dei risultati	164
9.	METODOLOGIA INTEGRATA PER LA STIMA DEL RISCHIO ASSOCIATO ALL'USO DEI PRODOTTI FITOSANITARI PER ECOSISTEMI IPOGEI	205
9.1.	INTRODUZIONE.....	205
9.2.	INDICE DI RISCHIO A BREVE TERMINE	205
9.2.1.	Definizione dello scenario ambientale	205
9.2.2.	Esposizione.....	205
9.2.3.	Caratterizzazione degli effetti	206
9.2.4.	Scelta degli organismi indicatori	206
9.2.5.	Attribuzione dei punteggi.....	207
9.2.6.	Indice di rischio a breve termine.....	208
9.3.	INDICE DI RISCHIO A LUNGO TERMINE	212
9.3.1.	Esposizione.....	212
9.3.2.	Caratterizzazione degli effetti	212
9.3.3.	Scelta degli organismi indicatori	213
9.3.4.	Attribuzione dei punteggi.....	213
9.3.5.	Resilienza	214

9.3.6.	Il ruolo dei boschi e dei filari	215
9.3.7.	Indice di rischio a lungo termine	216
9.3.8.	Indice di rischio complessivo a breve termine.....	216
9.4.	IL CASO DI APPLICAZIONE A SCALA DI CAMPO NEL BACINO DEL FIUME MEOLO	221
9.4.1.	Area di studio	221
9.4.2.	Scenario ambientale.....	221
9.4.3.	Cartografia elaborata.....	221
9.4.3.1.	Calcolo dell' esposizione a scala di campo.....	225
	Erbicidi del mais in pre-emergenza	225
	Erbicidi del mais in post-emergenza.....	226
	Il fenitrothion nel trattamento della vite	226
	Il mancozeb nel trattamento della vite	227
9.4.4.	Considerazioni sui risultati.....	227
CONCLUSIONI		205
BIBLIOGRAFIA		208

PARTE PRIMA

INTRODUZIONE ALLA STIMA DEL RISCHIO

ASSOCIATO ALL'USO DEI PRODOTTI

FITOSANITARI

INDICE

1. INTRODUZIONE E SCOPO DELLA TESI

La definizione di una metodologia integrata per la stima del rischio (Risk Assessment) si presta particolarmente bene per un progetto di dottorato di ricerca in Scienze Ambientali, in quanto esso è finalizzato alla ricerca di soluzioni gestionali, frutto dell'integrazione degli approcci e dei risultati derivanti da discipline differenti.

La multidisciplinarietà è connessa, anche, all'esigenza di risolvere le problematiche di carattere ambientale coinvolgendo ambiti non prettamente ambientali e considerando le rilevanti ricadute di carattere normativo, sociale ed economico.

Le discipline coinvolte nel presente progetto di Risk Assessment spaziano dall'ecologia, all'agronomia, all'ecotossicologia, all'ecologia del paesaggio, alla geopedologia, all'idrologia, alla modellistica ambientale, all'informatica, allo studio degli aspetti legislativi e delle politiche ad essi connesse.

Lo sviluppo di una metodologia integrata, quindi, per quanto ambiziosa e complessa nell'orizzonte temporale di un percorso di dottorato, ha avuto lo scopo di porre le basi metodologiche per un sistema di supporto alle decisioni per la stima del rischio ecotossicologica su base sito-specifica, applicata ai prodotti fitosanitari (ma concettualmente estendibile a qualsiasi tipo di contaminazione diffusa).

La metodologia ha previsto l'integrazione dell'analisi territoriale nel Risk Assessment tenendo in considerazione tutti quei fattori biotici e abiotici (aspetti geomorfologici, geopedologici, habitat naturali potenziali o presenti etc.) che possono contribuire all'aumento o alla attenuazione della vulnerabilità del sistema esposto e quindi all'entità del rischio, valutandolo con un approccio più realistico.

L'intera metodologia è stata pensata per essere implementata tramite l'utilizzo di sistemi informativi territoriali. Tali strumenti permettono, infatti, di valutare in maniera sito specifica le problematiche territoriali al fine di perseguire obiettivi di qualità ambientale.

L'esigenza di un sistema che integri modelli ed indici per valutare e gestire in maniera sito-specifica anche aspetti territoriali si prefigge di rispondere ad alcune richieste gestionali emerse in diversi contesti:

- **Registrazione di prodotti fitosanitari:** necessità, uniformando gli approcci alla registrazione dei prodotti fitosanitari a livello nazionale, di superare la mera reportistica contenente dati relativi alle proprietà chimico-fisiche e ai test ecotossicologici effettuati, integrando valutazioni sito-specifiche in grado di distinguere il grado di compatibilità ambientale della sostanza nei reali contesti di impiego.

- **Tutela delle acque superficiali:** necessità, emersa nella Water Framework Directive(2000/60/EC) e nelle legislazioni nazionali da essa derivate (come il Dlgs 152/99 e successive modifiche italiano), di pervenire ad
 - una migliore definizione dello stato ecologico potenziale e reale dei corsi d'acqua al fine di migliorarne la tutela.
 - una definizione di criteri di compatibilità ambientale, funzionali alla determinazione di limiti di concentrazione, che integrino aspetti territoriali
 - una gestione e pianificazione degli interventi a scala di bacino, per la sua valenza strategica
- **Tutela della biodiversità:** necessità di monitorare e prevedere l'evoluzione nel tempo di tutti i fattori che a diverse scale, contribuiscono al mantenimento o al depauperamento della biodiversità. La salvaguardia, la protezione e il miglioramento della qualità dell'ambiente, compresa la conservazione degli habitat naturali della flora e della fauna selvatica, contribuiscono all'obiettivo generale di uno sviluppo sostenibile, da attuare nel rispetto delle esigenze economiche, sociali, culturali e regionali (Direttiva 92/43/EU).
- **Politiche di miglioramento delle relazioni tra agricoltura e ambiente:** necessità di integrazione trasversale delle politiche relative all'agricoltura con quelle finalizzate alla tutela ambientale sia in vista dell'applicazione dell'art.6 del Trattato di Amsterdam¹ che in vista dell'attuazione delle prescrizioni contenute nella Politica Agricola Comunitaria e nella "Strategia tematica per un uso sostenibile dei prodotti fitosanitari" in via di definizione. Dal 1999, dal Consiglio "Agricoltura" tenutosi a Cardiff sono stati stabiliti obiettivi specifici in materia di prodotti chimici ad uso agricolo nella Strategia del Consiglio per l'integrazione della tutela ambientale e dello sviluppo sostenibile nella politica agricola comune (PAC) .

Per la prima volta vengono gettate le basi per una politica di sviluppo rurale globale e coerente volta ad integrare la politica di mercato e a garantire che la spesa agricola contribuisca meglio che in passato all'assetto territoriale e alla protezione della natura. Sulla scorta di tali politiche il Sesto Programma di Azione per l'Ambiente adottato dal Parlamento Europeo e dal Consiglio nel 2001 prevede l'elaborazione di una strategia tematica per l'uso sostenibile dei pesticidi con l'obiettivo di ridurre l'impatto di queste sostanze sulla salute umana e sull'ambiente, e più in generale, di conseguire un uso più sostenibile (nel quale sono coinvolti più soggetti a diversi livelli) dei pesticidi e ridurre in modo significativo i rischi, compatibilmente con la necessaria protezione delle colture. La strategia tematica integrerà il

¹ L' art. 6 del Trattato di Amsterdam prevede l' integrazione della tutela ambientale quale filosofia permeante di tutte le altre politiche settoriali dell' Unione. L' integrazione deve avvenire trasversalmente in tutte le politiche e, per il principio di sussidiarietà, a tutti i livelli di governo

quadro legislativo relativo all'autorizzazione all'uso delle sostanze nei prodotti fitosanitari concentrandosi sulla fase specifica di utilizzazione ed applicazione degli stessi. I principali obiettivi della strategia tematica sono:

- minimizzare i pericoli e i rischi per la salute umana e l'ambiente derivanti dall'uso dei pesticidi
- migliorare i controlli sull'uso e sulla distribuzione dei pesticidi
- ridurre i livelli di sostanze attive nocive, sostituendo le più pericolose con alternative più sicure, anche di tipo non chimico
- promuovere l'uso di tecniche agricole con apporto basso o nullo di pesticidi
- mettere a punto un sistema trasparente di relazioni e monitoraggio dei progressi, compresa l'elaborazione di indicatori adeguati

La recente comunicazione della Commissione Europea "Verso una strategia tematica per l'uso sostenibile dei pesticidi" (2002) rappresenta il primo passo per definire un approccio allargato alla tematica dei pesticidi, coinvolgendo tutti gli attori rilevanti.

In linea con la politica che l'Ue sta adottando, è stata aperta un'ampia consultazione sulla tematica dell'uso sostenibile dei pesticidi e della Comunicazione succitata, coinvolgendo agricoltori, coltivatori, associazioni non governative, parti sociali, autorità pubbliche e parti sociali

Dall'analisi di tali politiche emerge, quindi, l'esigenza di uno strumento di supporto alle decisioni in grado di valutare in maniera sito-specifica il rischio per ecosistemi acquatici e terrestri in seguito all'immissione nell'ambiente di prodotti fitosanitari.

1.1. BASE DI PARTENZA SCIENTIFICA

Il concetto di ambiente come complesso di fattori intercorrelati è relativamente recente : alla percezione dell'alterazione ambientale si è affiancata la consapevolezza delle possibili conseguenze anche su comparti non direttamente coinvolti o su organismi, popolazioni, ecosistemi esposti all'alterazione, fino a causare effetti diretti o indiretti non trascurabili sulla salute umana.

Sulla scorta di queste considerazioni nella moderna gestione dei prodotti fitosanitari il processo di valutazione del rischio ha assunto, quindi, un ruolo essenziale. Attraverso opportune procedure è possibile caratterizzare il rischio per la salute umana e/o per l'ambiente e, di conseguenza, fornire le basi per delle opportune azioni di regolamentazione e gestione di tali sostanze. In questa direzione, la progressiva armonizzazione dei sistemi nazionali di autorizzazione dei prodotti fitosanitari, avviata con la Direttiva del Consiglio 91/414/CEE, dovrebbe portare ad assumere approcci sempre più omogenei e allo sviluppo di un "linguaggio" comune e condivisibile tra i diversi attori (Industria, Amministrazioni, Consumatori) coinvolti a diverso titolo in questo settore. Nella normativa sopra citata, ad

esempio, è richiesta per l'introduzione sul mercato di nuovi principi attivi la presentazione da parte dell'industria interessata di un adeguato dossier tecnico e di un'analisi preventiva del rischio connesso all'utilizzo delle sostanze in esame. Attualmente la valutazione si basa sui cosiddetti rapporti tossicità/esposizione (TER: Toxicity/Exposure Ratio), ovvero il rapporto tra un endpoint tossicologico (LC50, LD50) ed una concentrazione ambientale prevista (PEC) attraverso l'uso di modelli di distribuzione ambientale. I TER sono calcolati per singoli organismi non bersaglio considerati rappresentativi di un particolare ecosistema e sono successivamente confrontati con dei valori trigger (soglie di allarme) per autorizzare o meno la commercializzazione.

Negli ultimi anni, per rispondere alle diverse esigenze poste dalla moderna gestione del rischio chimico, sono stati sviluppati diversi sistemi integrati di classificazione (indici) con lo scopo di esprimere il rischio ambientale in termini numerici quantitativi, molto spesso con finalità essenzialmente di tipo comparativo. Questi sistemi prendono in esame le diverse proprietà di una sostanza che possono contribuire a determinare un rischio ed attribuiscono a ciascuna di esse un punteggio parziale, inserendolo successivamente in un algoritmo che fornisce come risultato un indice numerico finale. Nonostante l'ampio margine d'arbitrarietà insito in questo tipo d'approccio, simili indici di rischio rappresentano uno strumento di pratica utilità ad esempio per fini di classificazione.

1.2. DESCRIZIONE DEL PROGETTO

Il progetto ha previsto di sviluppare uno strumento in grado di superare le limitazioni insite in un approccio di valutazione del rischio, a basso realismo ecologico, scevro da considerazioni relative alle realtà territoriali, sia abiotiche e sia biotiche, sulle quali insistono le applicazioni fitoiatriche.

Nell'approccio classico, infatti, non vengono tenute in considerazione le caratteristiche ambientali mentre in realtà esse rivestono un ruolo preponderante sia nella distribuzione ambientale di una sostanza sia nella sua possibilità di espletare effetti tossici su organismi non target.

Per la stima delle PEC è stato superato l'approccio ottenuto attraverso l'applicazione di modelli definiti su scenari ambientali standardizzati non reali e non distribuiti grazie all'apporto del lavoro del Focus che ha individuato scenari meteo/climatici/ pedologici per le diverse regione europee.

Risulta evidente che, se per scopi di tipo normativo oppure comparativo questo tipo di approccio potrà essere considerato accettabile, per una gestione del rischio su base territoriale a scala di maggior dettaglio e per una pianificazione degli interventi, esso risulterà estremamente limitato e di scarso significato. Una valutazione della presenza di potenziali contaminanti, che tenga conto delle caratteristiche ambientali richiede, una

conoscenza preliminare, oltre che delle proprietà fisico-chimiche ed ecotossicologiche della sostanza, di una serie di caratteristiche territoriali (pedologiche, climatiche, uso del suolo) la cui gestione risulta complessa a causa della variabilità nello spazio e nel tempo dei valori che assumono i parametri.

L'obiettivo principale del progetto consiste, quindi, nell'integrazione della componente ambiente - territorio all'interno del processo di analisi del rischio, attraverso lo sviluppo di una nuova metodologia che utilizzi modelli a parametri distribuiti e indici di rischio basati sulle reali caratteristiche territoriali e paesaggistiche. L'introduzione di informazioni territoriali distribuite, gestite all'interno di un Sistema Informativo Territoriale (SIT), consente una previsione più accurata dell'esposizione (PEC) basata su scenari realistici e sito specifici, e di conseguenza anche una stima del rischio più strettamente connessa alle condizioni reali del territorio e dell'ambiente, nonché una migliore valutazione dell'esposizione e degli ecosistemi esposti.

Tali elaborazioni si rivelano fondamentali, oltre che per l'analisi del rischio in atto, anche per la creazione di scenari di simulazione per valutare le alternative migliori sia in termini di sostanza chimica immessa che di combinazione tra tipologie di trattamento e sostanza.

L'implementazione nel SIT di modelli previsionali e di indici di rischio consente di produrre una cartografia di rischio. Tale mappatura del rischio sul territorio può rappresentare uno strumento in grado di fornire indicazioni fondamentali per la gestione sostenibile delle attività agricole, anche in relazione a regolamenti comunitari, quali i Regolamenti 1257/99 e 1750/99.

Uno strumento così concepito consente, inoltre, di effettuare aggiornamenti in continuum del sistema basandosi sulla possibilità di uno scambio di informazioni tra enti coinvolti in relazione all'evoluzione del territorio (es. rotazioni colturali, variazioni meteorologiche, espansione delle aree urbane etc.), stilare una graduatoria più realistica tra le diverse ipotesi di intervento sul territorio, e operare una migliore gestione del rischio in funzione delle nuove normative nazionali ed europee.

E' indubbio il ruolo che rivestirebbe un tale strumento nella definizione di criteri oggettivi, scientificamente fondati, in grado di rappresentare un'importante base per il confronto e l'azione sinergica tra l'Industria, le Amministrazioni ed i Consumatori nell'ottica di uno sviluppo sostenibile.

Il progetto di dottorato si inserisce in tale contesto, in quanto prevede lo sviluppo di una metodologia integrata per la valutazione del rischio, che implementando modelli di distribuzione ambientale dei contaminanti NPNS(non point source pollutant) in un GIS (sistemi informativi geografici) sia in grado di simulare scenari di sostenibilità e di raggiungimento di obiettivi di qualità ambientale (per esempio, per quanto riguarda le acque, quelli previsti dal decreto legislativo n.152/99 e successive modifiche). Il nucleo centrale del

progetto verte sull'analisi sito-specifica (in termini di acquisizione ed elaborazione dei dati) a diverse scale di elaborazione, tenendo conto di tutte le peculiarità territoriali.

1.3. ARTICOLAZIONE DEL PROGETTO

L'articolazione del progetto ha previsto un approccio multidisciplinare per integrare gli aspetti fondamentali connessi ad un approccio sito-specifico alla stima del rischio.

Nel corso di studi sono stati affrontati:

Aspetti legislativi e di policy. L'analisi del contesto delle politiche e del contesto legislativo, nazionale ed internazionale, è stato fondamentale per effettuare una valutazione degli aspetti critici e delle esigenze metodologiche relativa alla stima del rischio. In particolare sono stati analizzati quattro ambiti:

- Politiche Agricole
- Tutela della biodiversità
- Protezione delle acque
- Registrazione e immissione dei prodotti fitoiatrici

Aspetti teorici. Lo sviluppo di una metodologia per la stima del rischio per ecosistemi acquatici e terrestri richiede di integrare i risultati più avanzati di diverse discipline. In particolare sono stati approfonditi:

- Principi di agronomia
- Principi di ecologia
- Principi di ecotossicologia
- Principi di ecologia del paesaggio
- Analisi delle dinamiche degli agroecosistemi

Aspetti tecnici. L'integrazione di modelli di distribuzione ambientale, l'utilizzo di sistemi informativi geografici, la gestione dei database territoriali hanno richiesto attività specifiche rivolte a:

- studi di fattibilità relativi agli aspetti della metodologia integrabili in ambiente GIS
- analisi della modellistica ambientale sviluppata a livello internazionale (sia per quanto riguarda i modelli di previsione dell'esposizione ambientale che la modellistica connessa alla vocazionalità faunistica)
- automazione informatica di alcune elaborazioni (connesse in particolare all'esposizione relativa ad organismi terrestri)

L'insieme di tali aspetti ha permesso di sviluppare una metodologia integrata, pensata come base di partenza per ulteriori approfondimenti volti a colmare lacune conoscitive o informative per :

- effettuare delle comparazioni sito-specifiche della compatibilità ambientale dei prodotti fitosanitari

- integrare l'attuale procedura di registrazione dei prodotti fitosanitari con l'analisi della vulnerabilità del territorio
- sviluppare appositi indicatori agroambientali

1.4. PRESENTAZIONE E DISCUSSIONE DEI RISULTATI

Nella presentazione del lavoro svolto nel corso dei tre anni si è scelto di presentare i risultati delle applicazioni effettuate in contesti territoriali diversi, proprio per permettere di cogliere la flessibilità che l'utilizzo dei sistemi informativi geografici permette nell'elaborazione.

Chiaramente l'applicazione a scale diverse presenta delle differenze, in particolare per quanto riguarda:

- acquisizione dei dati: non sempre disponibili a scala locale o relativi a valori medi
- elaborazione dei dati: i costi/tempi di digitalizzazione sono molto elevati. Le applicazioni della metodologia a scala di campo sono destinate ,quindi, ad aree di particolare pregio naturalistico o considerate particolarmente esposte ad un rischio.
- realismo dei risultati: come sempre accade nell'effettuare la stima del rischio vengono formulate una serie di ipotesi operative e vengono delineati degli scenari che mediano una serie di fattori. Senza dubbio la scala di elaborazione influisce sul realismo che aumenta ad una scala di dettaglio più elevata.
- Utilità dei dati in output: analogamente al realismo dei risultati la scala di elaborazione influisce sull'utilità e sul significato dei risultati ottenuti:

Per elaborazioni a scala di campo, i risultati forniscono valutazioni e previsioni che permettono una gestione puntuale, individuando l'apporto del singolo campo al rischio complessivo

Per elaborazioni a scala regionale, sub regionale, di bacino e di campo i risultati permettono di effettuare un ranking fra molecole, in base al loro minor o maggior grado di compatibilità ambientale, considerando condizioni distribuite territorialmente. Essi permettono di valutare la vulnerabilità del territorio. Tali risultati possono maggiormente orientare scelte di policy

Va ricordato che dal punto di vista informatico gli strumenti di elaborazione si fanno via via sempre più potenti e quindi il limite nelle elaborazioni non è rappresentato dalla mole di dati da processare, quanto dalla loro reperibilità.

2. L'APPROCCIO MULTIDISCIPLINARE

2.1. RUOLO DELLA ECOTOSSICOLOGIA NELLA VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

Lo sviluppo della metodologia integrata è permeata dai concetti fondamentali che costituiscono la disciplina ecotossicologica e la stima del rischio ad essa connessa.

Nel 1978 lo SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment) diede la seguente definizione: " L'ecotossicologia riguarda gli effetti tossici degli agenti chimici e fisici sugli organismi viventi, in particolare su popolazioni e comunità all'interno di definiti ecosistemi; essa comprende anche lo studio delle modalità di diffusione di questi agenti e le loro interazioni con l'ambiente".

La natura interdisciplinare di una valutazione ecotossicologica rappresenta, quindi, una delle sue caratteristiche peculiari.

Tale valutazione si sviluppa in tre momenti fondamentali:

- **lo studio dell'esposizione degli organismi viventi** alle sostanze tossiche ricostruendo i cicli biogeochimici e i meccanismi di distribuzione e destino ambientale (ripartizione tra le fasi, trasporto persistenza), utilizzando i principi della chimica ambientale, al fine di valutare i possibili livelli di concentrazione raggiungibili nei diversi comparti;
- **lo studio degli effetti** delle sostanze tossiche sugli organismi viventi, utilizzando i principi generali della tossicologia sperimentale ed adattandoli alle esigenze della tossicologia ambientale, con l'obiettivo di valutare i livelli di non effetto per le varie componenti degli ecosistemi e di produrre dei criteri di qualità ambientale, con un approccio deterministico e/o probabilistico.
- **lo studio delle popolazioni, comunità ed ecosistemi esposti** alle sostanze potenzialmente pericolose, sulla base dei concetti generali dell'ecologia, al fine di pervenire ad una stima del rischio effettivo per i sistemi ambientali.

Inoltre, secondo la definizione citata, l'ecotossicologia non si limita allo studio delle sostanze che esplicano un effetto nocivo diretto sugli organismi viventi. Essa deve affrontare i problemi creati dalle interazioni di sostanze chimiche o fattori fisici con l'ambiente, tali da creare alterazioni degli ecosistemi e quindi effetti anche indiretti sui sistemi biologici.

L'ecotossicologia, quindi, si configura come una scienza multidisciplinare che, per rispondere alle domande poste dalle esigenze di gestione delle sostanze pericolose, utilizza e adatta ai propri scopi i concetti generali di almeno tre diverse discipline: la tossicologia classica, la chimica ambientale e l'ecologia.

Il principale problema affrontato dall'ecotossicologia è quello relativo alla valutazione del pericolo potenziale e del rischio, per l'uomo e/o l'ambiente, associato all'uso delle sostanze chimiche.

Dal momento che esiste un dibattito a livello internazionale sulla definizione di "pericolo" e di "rischio" è opportuno chiarire cosa si intenda esattamente con tali termini nell'ambito di questa trattazione.

La valutazione del pericolo determinato da una sostanza potenzialmente nociva (ad esempio una sostanza tossica) è funzione di due diversi fattori: l'esposizione alla sostanza stessa e gli effetti risultanti da questa esposizione. Alla base di questa impostazione vi è un principio, apparentemente ovvio ma non sempre tenuto nella dovuta considerazione, secondo il quale non esiste pericolo senza esposizione.

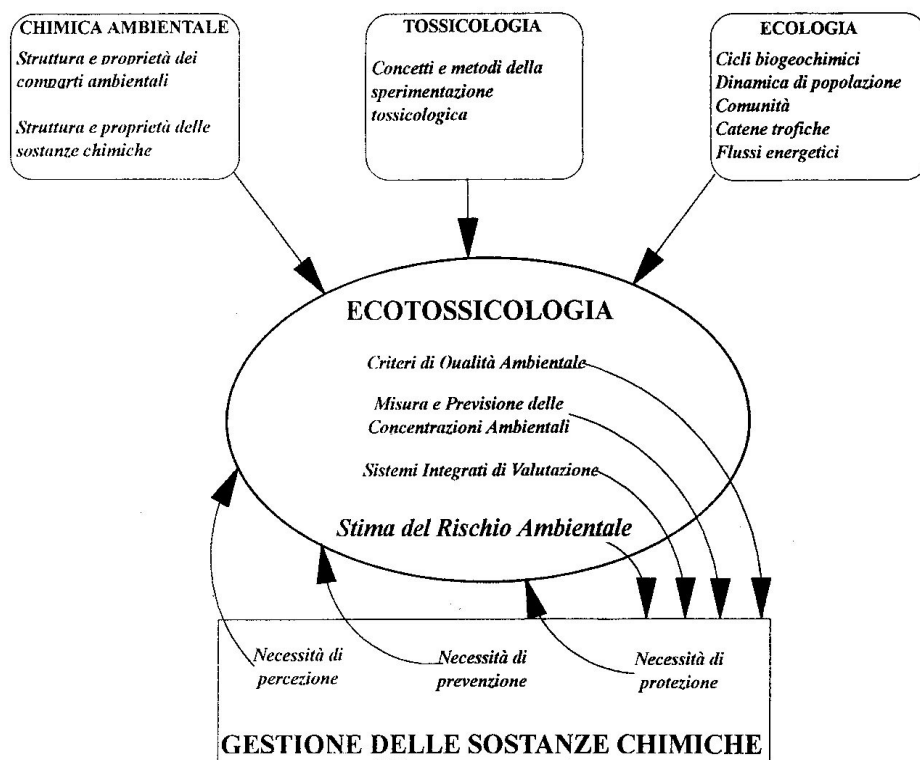


Fig. 2.1 Relazione tra ecotossicologia, altre discipline ed esigenze amministrative (da Vighi, 1989)

Una valutazione di pericolosità quindi si dovrà basare su studi tossicologici che avranno l'obiettivo di determinare una concentrazione di non effetto (NOEL: No Observed Effect Level) a livello di popolazione, comunità o ecosistema, oppure la definizione di un criterio di qualità ambientale (CQ). Saranno inoltre necessari studi sulla distribuzione e destino ambientale della sostanza in esame, condotti sia mediante monitoraggio sperimentale, sia attraverso l'applicazione di modelli di previsione finalizzati alla descrizione di un possibile percorso ambientale e alla quantificazione di una presumibile concentrazione (PEC: Predicted Environmental Concentration) in uno o più comparti nei quali la sostanza è stata immessa o si è ripartita a seguito dei processi di distribuzione, a breve o a lungo termine, successivi all'immissione.

Il confronto tra la concentrazione ambientale ed il livello che non dovrebbe determinare alcun tipo di effetto dannoso sugli organismi viventi o più in generale sull'ecosistema, consente, in termini schematici, la valutazione del pericolo.

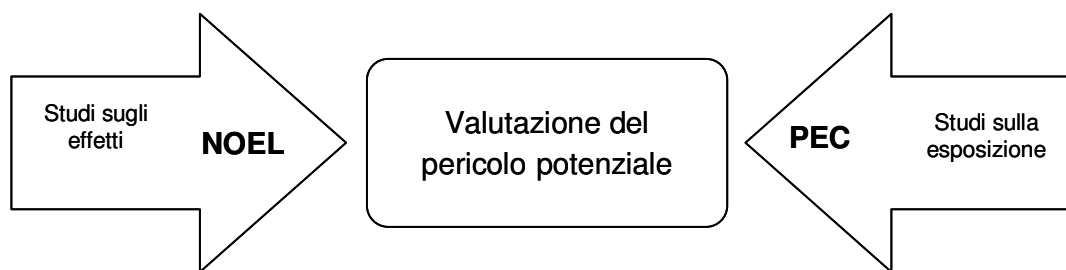


Fig. 2.2 Relazione tra lo studio degli effetti sugli organismi viventi (NOEL: No Observed Effect Level; CQ: Criterio di Qualità ambientale) e lo studio dell'esposizione (PEC: Predicted Environmental Concentration) nella valutazione del pericolo potenziale.

Se il NOEL è molto superiore alla concentrazione ambientale prevedibile, il pericolo potenziale è ridotto o nullo; tanto più sono vicini questi due livelli tanto più risulta elevato il pericolo potenziale.

La precisione con cui si stima il pericolo potenziale dipende dalla quantità e qualità delle informazioni disponibili sulla sostanza in esame, ovvero dal livello di approfondimento con cui è stata condotta l'indagine, poiché queste influenzano il grado di approssimazione con cui sono stati definiti la PEC ed il NOEL.

Tenendo conto delle finalità strettamente applicative che spesso caratterizzano le indagini ecotossicologiche, in molti casi ci si dovrà misurare con dati sommari e approssimativi, a volte desunti da stime teoriche e non basati su approfondite valutazioni sperimentali, in modo

da fornire, in tempi brevi, almeno indicazioni preliminari, ma comunque utili, per affrontare problemi più urgenti. Un successivo approfondimento delle conoscenze nell'ambito dello studio sia degli effetti che dell'esposizione, potrà consentire una riduzione dei margini di errore e, di conseguenza, una più rigorosa valutazione dell'effettivo pericolo potenziale. Un importante concetto è, inoltre, quello secondo il quale, per valutare il rischio ambientale, si deve tenere conto dei sistemi ambientali esposti.

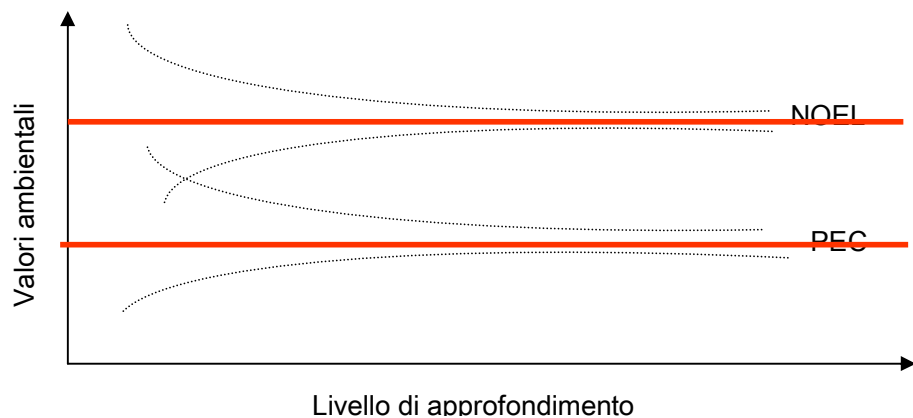


Figura 2.3 La precisione della stima del pericolo, definita dalla distanza tra PEC e NOEL, è determinata dalla precisione con cui vengono quantificate queste due grandezze in funzione dell'approfondimento degli studi disponibili. Le linee tratteggiate indicano l'ampiezza di errore in funzione del livello di approfondimento (modificato da Cairns et al., 1978).

Si è parlato finora di pericolo potenziale in quanto affinché si possa manifestare un effettivo rischio, oltre alla possibilità che la sostanza considerata espliciti effetti nocivi e che sia presente a livelli sufficientemente elevati da determinare una esposizione, è necessaria una terza componente: il bersaglio (target), cioè l'elemento ambientale (organismo, popolazione, comunità, ecosistema) sottoposto all'esposizione da parte della sostanza contaminante e sul quale gli effetti si possono manifestare e devono essere valutati.

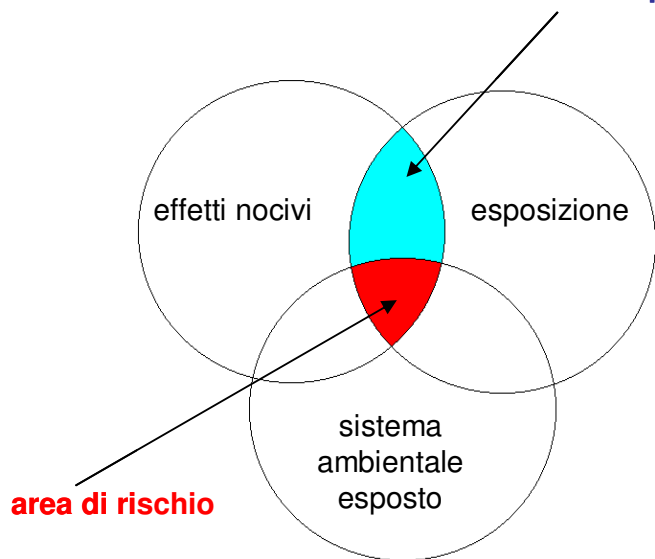


Fig. 2.4: La presenza di un effettivo rischio ambientale è determinata dalla concomitanza di tre diversi fattori (effetti, esposizione, sistema bersaglio)

In alcuni casi le stime del rischio, in termini generali e teorici, possono non tenere conto di questa terza componente in quanto l'intero ambiente, inteso nel suo complesso, viene assunto come target e quindi l'area di rischio coincide con l'area di pericolo potenziale. Studi più specifici, finalizzati alla realistica stima del rischio in determinate condizioni ambientali, sia a piccola che a medio-grande scala, devono invece affrontare il problema dello studio della entità ecologica esposta al rischio. In altre parole è necessario fornire una risposta alla seguente domanda: esistono popolazioni realmente esposte al pericolo potenziale determinato per una sostanza? e, se sì, in quale percentuale e con quale distribuzione?

Una stima preliminare del rischio si potrà condurre in funzione di valutazioni (sperimentali o teoriche) delle concentrazioni ambientali di un potenziale agente tossico, di informazioni sugli effetti desunti da più o meno approfondite indagini tossicologiche, di studi ecologici relativi alla struttura di popolazioni, comunità ed ecosistemi potenzialmente esposti. La verifica sperimentale del rischio ambientale potrà derivare da studi di campagna volti a verificare lo "stato di salute" dei sistemi naturali, con tutte le difficoltà operative e interpretative insite in questo tipo di indagini.

Il quadro schematico di come possa essere condotta una completa indagine ecotossicologica, finalizzata alla stima del rischio ambientale determinato da una sostanza potenzialmente pericolosa, è riportato nella Figura 2.4. Dallo schema emerge che per la stima del rischio si dovranno valutare sia fattori intrinseci alla sostanza in esame (attività biologica, proprietà chimico-fisiche che influenzano la distribuzione e il destino ambientale) sia fattori estrinseci dipendenti dalle caratteristiche delle emissioni (quantità usate e modalità di emissione nell'ambiente) o dalle proprietà ambientali (sistemi biologici, caratteristiche degli ecosistemi).

La valutazione degli effetti di una sostanza chimica si potrà effettuare mediante studi tossicologici di laboratorio (saggi a breve e lungo termine a diversi livelli di organizzazione) o mediante indagini di campagna (indici biotici, bioindicatori, biomarkers) che a loro volta potranno fornire anche informazioni sullo "stato di salute" delle popolazioni e comunità biotiche esposte, contribuendo quindi a produrre i dati necessari per il passaggio dalla stima del pericolo potenziale alla stima del rischio. In mancanza di dati sperimentali, gli effetti sugli

organismi viventi potranno essere stimati, almeno preliminarmente, mediante approcci previsionali quali i modelli QSAR (relazioni quantitative struttura-attività).

Sul versante opposto, l'esposizione alla sostanza in esame potrà essere misurata sperimentalmente attraverso il monitoraggio ambientale o teoricamente per mezzo dei modelli previsionali. Questi, a loro volta, potranno essere utilizzati sia per produrre direttamente stime quantitative delle concentrazioni ambientali prevedibili nei diversi comparti ambientali, sia per fornire indicazioni utili per una adeguata programmazione di un monitoraggio ambientale mirato, basato su una migliore comprensione dei meccanismi e delle forze guida che regolano la distribuzione e il destino ambientale dei potenziali contaminanti.

La terza componente necessaria per la stima del rischio ambientale, consistente nello studio dei sistemi biologici esposti al rischio, dovrà essere affrontata, oltre che attraverso i già citati studi ecotossicologici di campagna, per mezzo di indagini ecologiche a livello di strutture e funzionamento di popolazioni, comunità ed ecosistemi, nonché con l'applicazione dei principi dell'ecologia del paesaggio per la stima delle funzionalità potenziali degli ecosistemi in base all'analisi della struttura dei paesaggi che li ospitano.

Indubbiamente un approccio completo come quello appena descritto richiede un impegno enorme in termini di tempo, risorse umane, economiche, etc. D'altra parte la necessità di produrre una stima del rischio ambientale è spesso connessa con l'esigenza di fornire risposte per la soluzione di problemi pratici, urgenti e pressanti. Sarà quindi necessario trarre il massimo contenuto informativo dai dati disponibili, sia prodotti ad hoc, sia desunti da indagini pregresse, ed essere ben consci del loro effettivo valore e dei loro limiti, per una appropriata valutazione della attendibilità e dei margini di incertezza della stima.

Il risultato di questa complessa valutazione ecotossicologica è spesso difficilmente esprimibile in termini semplici ed univoci, di facile comprensione e interpretazione; di norma, la valutazione conclusiva potrà essere diversa in funzione di numerose variabili (tipo di target da proteggere, differenti sistemi ambientali, ecc.). Tale variabilità, assolutamente corretta dal punto di vista scientifico, può talvolta essere un problema per alcune esigenze pragmatiche di gestione delle sostanze potenzialmente pericolose che possono richiedere una valutazione del rischio, sia pure approssimata, in termini quantitativi facilmente interpretabili e confrontabili. Questo vale soprattutto quando si vogliono mettere a confronto numerose sostanze, ad esempio per stabilire una scala di priorità che possa guidare processi decisionali finalizzati a interventi di vario tipo (misure volte a contenere le immissioni, stanziamento di risorse per approfondire le conoscenze, etc.).

Sia a livello comunitario sia extracomunitario sono stati sviluppati diversi criteri per la valutazione del rischio ambientale, soprattutto volti alla messa a punto di procedure per la registrazione di nuovi prodotti fitosanitari. Negli ultimi anni sono stati fatti numerosi sforzi per

amalgamare le diverse procedure e definire le guidelines generali (FAO, 1989; OECD, 1981; GIFAP, 1990; IUPAC, 1988; Consiglio d' Europa, 1992; EPPO, 1993, EPPO 2003). Un punto ormai consolidato nei processi di elaborazione della stima del rischio è l'utilizzo dei TERs (Toxicity Exposure Ratio), ovvero il rapporto tra livelli di tossicità (saggi tossicologici) ed indici di esposizione (PEC), che sono l'espressione quantitativa della valutazione del pericolo potenziale.

La valutazione del rischio può procedere in maniera differente in funzione del fatto che il rapporto tossicità/esposizione sia più o meno grande rispetto ad un particolare valore di riferimento, a livello del quale si stabilisce una soglia di allarme (trigger). Tuttavia, le ragioni per la scelta dei trigger sono spesso associate al livello di incertezza e/o completezza dei dati disponibili. In tale ottica è pratica consolidata un approccio di tipo "worst case" dove si considera sempre l'estremo negativo nella scala delle possibilità al fine di ottenere una stima del rischio il più possibile cautelativa.

Spesso vengono utilizzati termini quali NEL (No Effects Level) , LOC (Level Of Concern) o PNEC (Predicted No Effect Concentration) che tentano di descrivere la risposta di una comunità, introducendo fattori di sicurezza e trasferendo test di laboratorio o studi di campo nella reale situazione ambientale.

Inoltre un 'aspetto importante da ricordare è che rappresenta una base per la metodologia successivamente sviluppata, è quello della concordanza temporale e spaziale dei dati che vengono confrontati (per esempio il confronto tra una PEC in acqua per 96 ore con il dato di tossicità risultante da un test di tossicità di 96 h; oppure la valutazione del rischio per una specie che nel periodo dell'anno considerato è effettivamente presente dove vengono effettuati i trattamenti).

2.2. IL " TIERED APPROACH RISK ASSESSMENT "

Negli ultimi anni, per ovviare alle difficoltà precedentemente illustrate, è stato sviluppato un approccio che prevede step successivi di raffinamento della valutazione del rischio (Refined Risk Assessment).

L'approccio di tale valutazione prevede di supportare il decision-maker, richiedendo un set ristretto di dati per effettuare una valutazione preliminare in un caso di estremo worst-case e via via di raffinare la valutazione del rischio introducendo set di dati più realistici, nel caso in cui il primo step sia risultato positivo ².

Se il primo step risulta negativo (il rischio risulta basso o nullo in condizioni di estremo worst-case) si assume che tale step sia sufficiente per considerare compatibile la sostanza in esame.

Nel documento Ecofram (ECOFRAM, 1999) ³ è stato proposto un approccio per il Tiered Assessment per gli ecosistemi acquatici, riconosciuto come una "procedura razionale per valutare il rischio, fornendo una progressione logica di test e valutazioni successive che partendo da assunzioni conservative del sistema si snoda attraverso stime sempre più realistiche". Lo scopo è quello di approfondire la valutazione per quelle sostanze che meritano effettivamente un'analisi più approfondita.

Per quanto riguarda i pesticidi è stato proposto un approccio in quattro fasi, strutturate in maniera analoga e distinte in base al grado di realismo dei dati di input richiesti per la valutazione.

In tale approccio ogni fase successiva di raffinamento del rischio si attua su quattro livelli:

- La formulazione del problema
- La caratterizzazione dell'esposizione
- La caratterizzazione degli effetti
- La caratterizzazione del rischio

Sebbene un approccio per fasi successive fornisca uno schema utile e strutturato, la separazione tra le fasi non va intesa in maniera rigida. Tutti i dati rilevanti disponibili devono essere presi in considerazione in particolare ricorrendo sempre alla migliore valutazione effetti/esposizione disponibile, anche se trasversale alle fasi (ad esempio: dati sugli effetti relativi ad un livello più alto possono comunque essere confrontati con dati di esposizione relativi al primo livello).

² Si assume che il rischio risulti positivo quando si ha presenza di rischio e negativo nel caso contrario.

³ Ecological Committee on FIFRA RiskAssessment Methods (ECOFRAM) May 10, 1999

2.2.1. IL PRIMO LIVELLO DI TIERED ASSESSMENT

Gli obiettivi della valutazione al primo livello (Fig. 2.5), o fase di screening, sono:

- Identificare, con un alto livello protettivo, quali pesticidi hanno un rischio ecologico per l'ecosistema acquatico considerabile minimo o trascurabile
- Definire un modello concettuale che correli gli utilizzi della sostanza, le modalità di dispersione nell'ambiente e i taxa sensibili potenzialmente esposti.
- Fornire un ordine di priorità per le vie di esposizione considerate più significative
- Valutare se siano le concentrazioni acute o quelle croniche a determinare un elevato livello di rischio
- Valutare la potenziale tossicità delle sostanze presenti nei sedimenti

Il primo livello fornisce un dato deterministico basato sul rapporto tossicità/esposizione e utilizza uno scenario "a bordo campo" semplificato e conservativo.

Se la sostanza risulta a basso rischio la procedura si ferma, altrimenti si passa al secondo livello

2.2.2. IL SECONDO LIVELLO DI TIERED ASSESSMENT

Gli obiettivi della valutazione al secondo livello (Fig. 2.5), o fase di valutazione degli aspetti temporali e spaziali, sono:

- Fornire una valutazione probabilistica del rischio potenziale associato alle vie di esposizione e ai taxa esposti
- Raffinare la valutazione dell'esposizione con l'applicazione di modelli che prevedano una migliore rappresentazione dei processi chimico-fisici che coinvolgono la sostanza in esame e il suo destino nell'ambiente
- Fornire una stima del rischio che tenga in considerazione aspetti temporali, stagionali e regionali con l'integrazione di un ampio spettro di condizioni e combinazioni di utilizzo
- Individuare alcune preliminari strategie di mitigazione e opzioni gestionali per ridurre il rischio

Lo scopo di tale fase dovrebbe essere quello di introdurre considerazioni probabilistiche che permettano al decision-maker di valutare la necessità di proseguire nella valutazione del rischio e di individuare, attraverso scelte politiche, a quale livello di rischio prevede di esporre l'ecosistema (ad esempio fissando un limite di tollerabilità di tale rischio attraverso criteri di qualità etc.)

2.2.3. IL TERZO LIVELLO DI TIERED ASSESSMENT

Gli obiettivi della valutazione al terzo livello (Fig. 2.6), o fase di raffinamento della stima del rischio e di valutazione dell'incertezza, sono simili a quelli della fase due opportunamente integrati con dati addizionali derivanti da studi specifici, come ad esempio:

- Studi di tossicità acuta su un numero di specie più ampio
- Valutazione della tossicità derivante da esposizioni che variano nel tempo o relative ad esposizioni successive
- Dati relativi a studi di tossicità cronica
- Dati relativi a dati di tossicità dai sedimenti
- Indagini di laboratorio o di campo sul destino ambientale della sostanza
- Modelli di esposizione più sofisticati

L'inclusione di scenari nei quali siano identificabile la tipologia di paesaggio agricolo

Valutazione più approfondita delle possibilità di mitigazione e le opzioni gestionali effettuabili

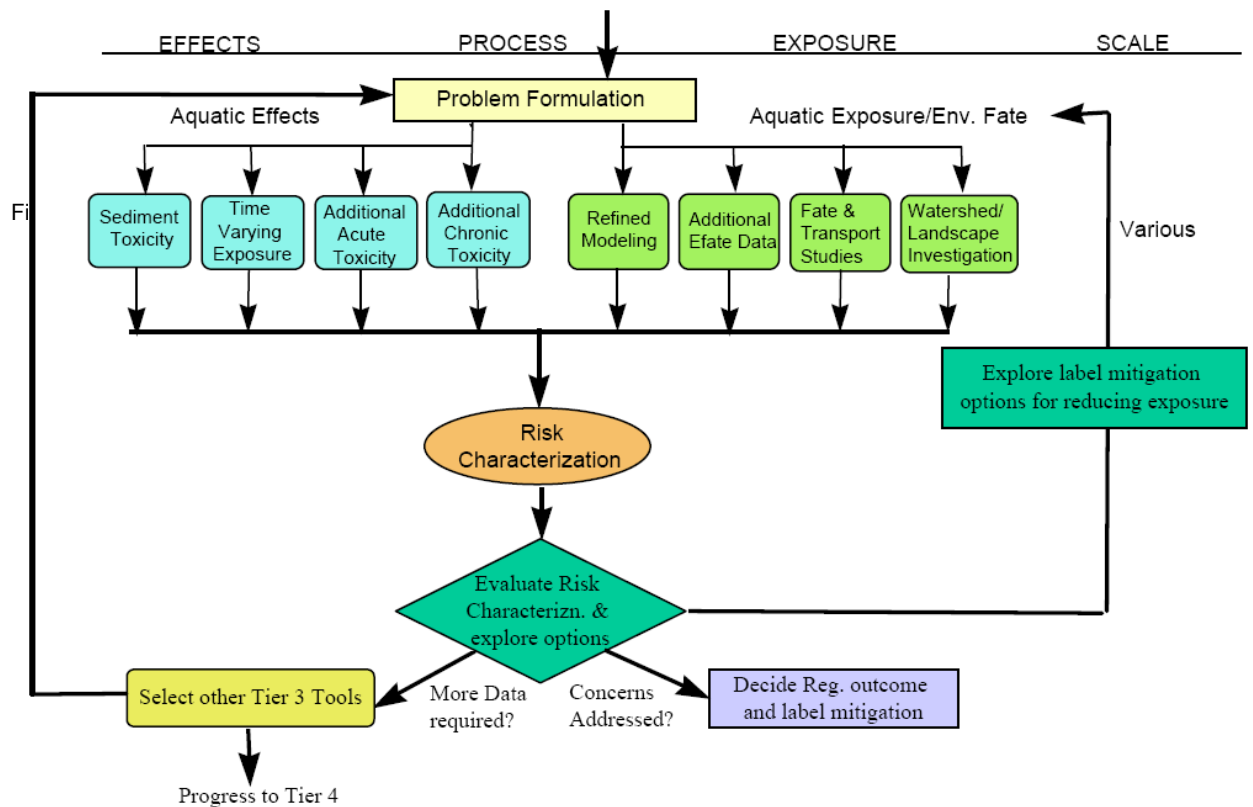
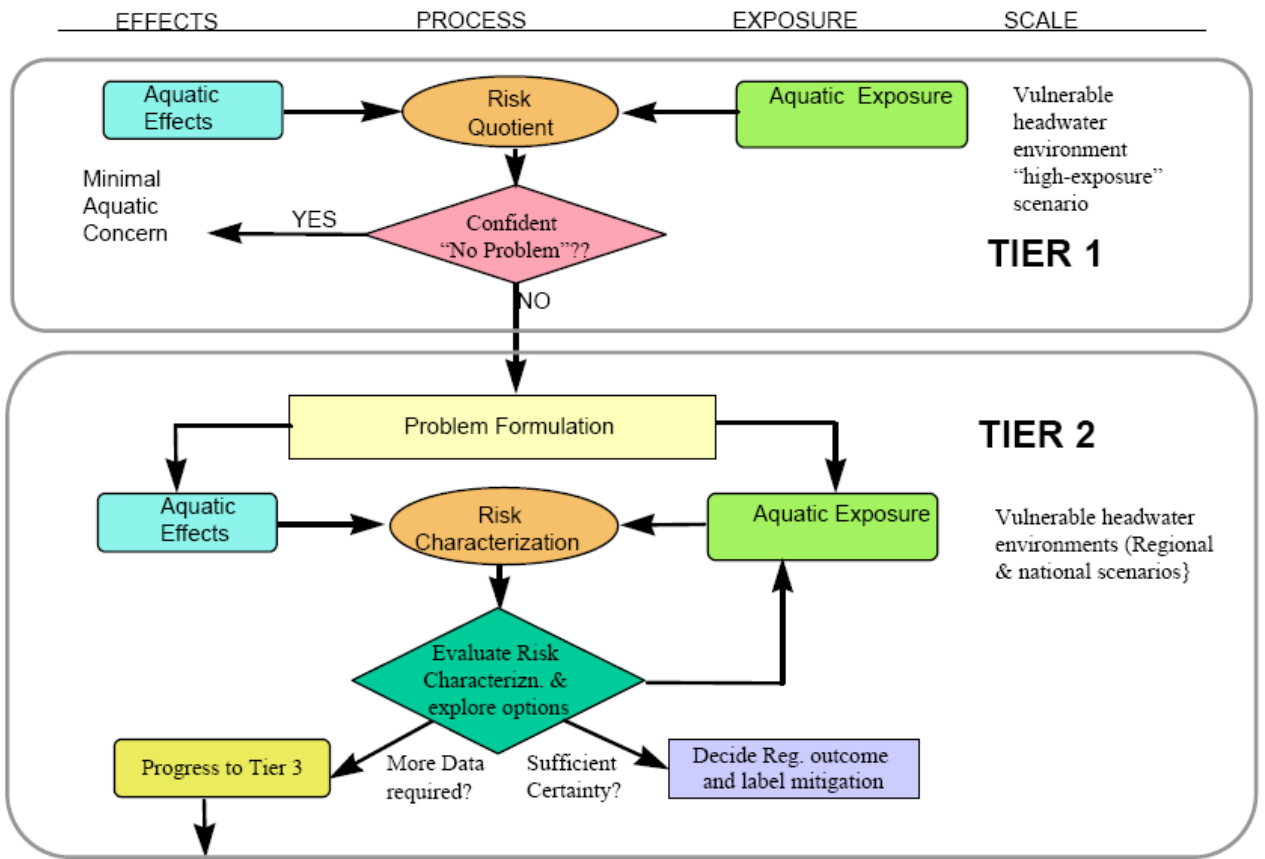


Figura 2.6 Tier assessment livello 3 (ECOFRAM, 1999)

2.2.4. IL QUARTO LIVELLO DI TIERED ASSESSMENT

Gli obiettivi della valutazione al quarto livello (Fig. 2.7), sono connessi ad una maggior raccolta di dati sperimentali e/o alla messa a punto di specifiche attività di monitoraggio per valutare l'entità reale dell'esposizione e/o per valutare gli effetti sugli ecosistemi a scala di campo.

Alcune delle attività previste in questa fase sono:

- Il monitoraggio della distribuzione ambientale della sostanza
- Analisi dettagliate sull'efficacia delle misure di mitigazione
- Valutazione e modellizzazione a scala di bacino (considerando dinamica fluviale, processi chimico fisici di degradazione della sostanza e/o di sua metabolizzazione)
- Confronto tra modelli di ripartizione esistenti
- Modellizzazione delle dinamiche di popolazione e dello stato di qualità degli ecosistemi
- Studi di campo a scala di micro o mesocosmo.

A scopo esemplificativo si riporta un esempio di valutazione in step successivi nella Tabella 2.1

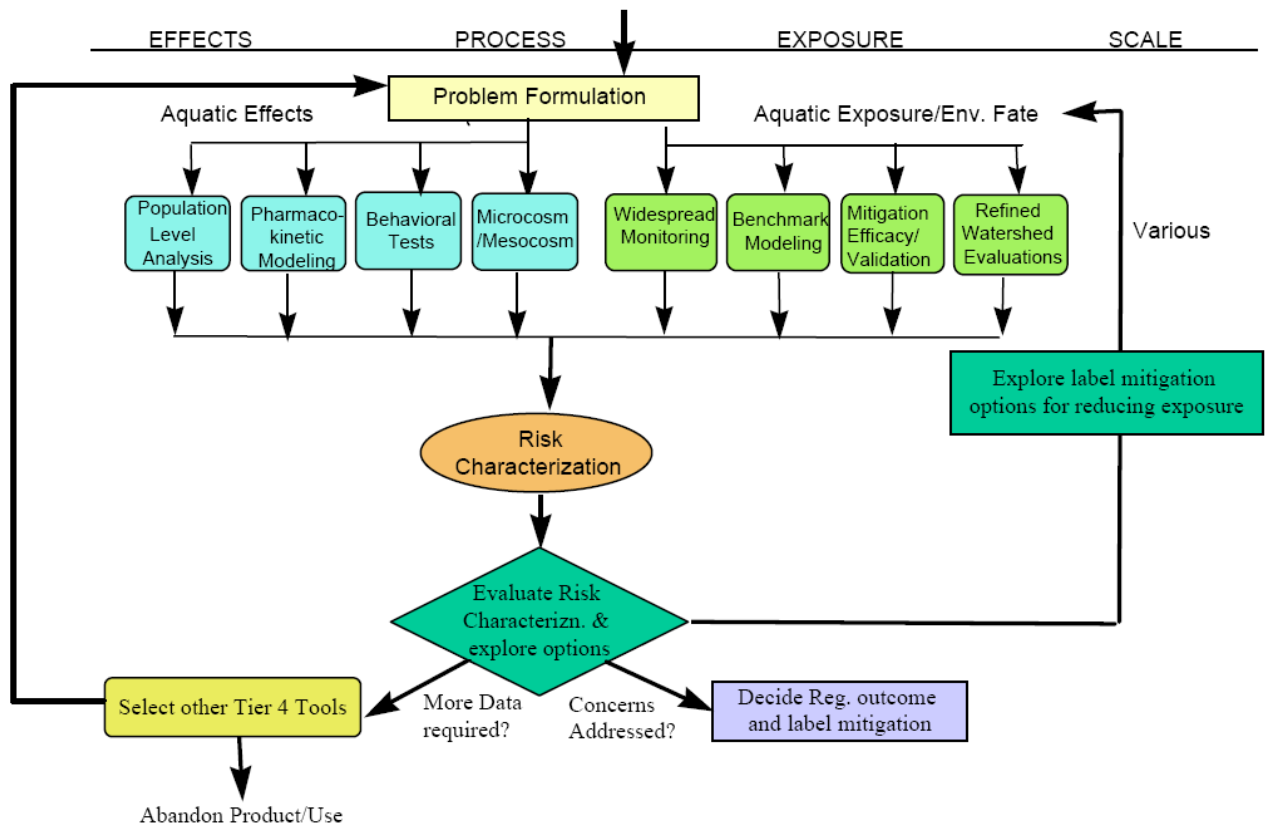


Figura 2.7 Tier assessment livello 4 (ECOFRAM, 1999)

Tab. 2.1 Schema Tier Assessment

Tier 1 (Deterministico)		
Stima dell' esposizione (PEC)	Risk assessment	Dati tossicologici richiesti
Scenario ad elevata esposizione (worst-case), ad esempio un drift diretto in un canale profondo un metro o 1-10% di runoff da 10 ha di campo in 1 ha di canale.	Se tale valore di PEC è < del LC5 per la specie più sensibile < del NOEC per test di tossicità cronica non si prosegue	Dati di tossicità acuta per tre organismi rappresentativi dell' ecosistema acquatico e, se richiesto, test cronici su quattro specie di organismi acquatici
Tier 2 (Probabilistico)		
Stima dell' esposizione (PEC)	Risk assessment	Dati tossicologici richiesti
Scenari di elevata esposizione più realistici, derivanti dalla modellazione da un ridotto numero di combinazioni suolo/clima, ognuna delle quali rappresenti il più alto 10th percentile del ruscellamento considerando un tempo di ritorno di 10 anni	Se tale valore di PEC è < del più basso del 10th percentile della distribuzione dei LC5 stimati con test acuti < del più alto del 10th percentile della distribuzione dei NOEC da test cronici non si prosegue	Test tossicologici aggiuntivi su quattro specie tra quelle del gruppo ritenuto più sensibile dai test dei tier 1
Tier 3		
Stima dell' esposizione (PEC)	Risk assessment	Dati tossicologici richiesti
Scenari nei quali vengono introdotte considerazioni territoriali e valutate possibili azioni di mitigazione	Se dall' identificazione di ciascuna combinazione suolo/clima la PEC massima annuale è < del 10 th percentile della distribuzione dei NOEC da test cronici non si prosegue	Dati di tossicità aggiuntivi non richiesti
Tier 4		
Stima dell' esposizione (PEC)	Risk assessment	Dati tossicologici richiesti
Stima sito specifica della PEC, grazie a modellazione del territorio (in particolare per valutare la posizione delle aree trattate rispetto alle acque superficiali , o la percentuale di territorio nella quale viene effettivamente utilizzato un dato prodotto)	Come Tier 3 o uso di test di tossicità più realistici	Richiesta possibile di ulteriori dati tossicologici per una stima migliore della distribuzione degli effetti tossici. Tali dati possono derivare da test effettuati a scala di campo (mesocosmi etc), più realistici, test specifici per esposizioni a spot molto intense o per composti con una vita media molto ridotta

2.3. RISK ASSESSMENT, RISK MITIGATION E RISK MANAGEMENT

La procedura nel precedente paragrafo rappresenta solo una delle fasi connesse alla metodologia sviluppata.

In realtà la valutazione complessiva prevede tre fasi complementari tra loro:

- **Risk Assessment:** intesa come la fase scientifica in grado di identificare le vie di esposizione, stimare gli effetti e caratterizzare il rischio
- **Risk Mitigation:** intesa come la valutazione delle misure di mitigazione praticabili per eliminare o ridurre le fonti di contaminazione e gli effetti avversi sull'ambiente
- **Risk Management:** intesa come l'insieme di attività che definiscono gli ambiti nei quali effettuare il Risk Assessment e gli endpoint tossicologici per la protezione della salute umana e degli ecosistemi.

I risultati scientifici del risk assessment vengono, quindi, integrati con valutazioni relative ad aspetti sociali, economici, politici e legali che possono influenzare la decisione finale e permettere di selezionare le azioni da regolamentare. (Schuurmann, 1998)

2.4. PRINCIPI GENERALI DI ECOLOGIA DEL PAESAGGIO

L' Ecologia del paesaggio (Landscape Ecology) nasce nel secolo scorso, prevalentemente ad opera di geografi che, in questo periodo si accorgono dell'importanza, nello studio del territorio, delle configurazioni spaziali che gli ecosistemi assumono nel territorio.

L' Ecologia del paesaggio è particolarmente adatta ad essere impiegata nella pianificazione e gestione del territorio in quanto riconosce un'importanza fondamentale alla dimensione spaziale e cioè alle modalità di localizzazione, distribuzione e forma degli ecosistemi. La dimensione spaziale è infatti direttamente relazionabile ai processi che avvengono nei sistemi territoriali: ad esempio un bosco compatto di forma allargata costituisce un habitat ben diverso da un altro di analoga superficie e con le medesime caratteristiche floristiche, ma con forma allungata e frammentata.

La forma degli elementi paesistici influisce sulle funzioni e viceversa: forma e processo sono aspetti indivisibili di un unico fenomeno, quindi gli studi di Ecologia del paesaggio interessano la struttura del paesaggio (costituita dalla distribuzione spaziale degli ecosistemi e dalle loro forme), le funzioni (che hanno a che fare con tutto ciò che si sposta all'interno del mosaico ambientale sia in termini biotici che abiotici), le trasformazioni nel tempo.

L'Ecologia del paesaggio si inserisce quindi come la disciplina che studia le aggregazioni di ecosistemi (sistemi di ecosistemi): questi costituiscono il paesaggio, entità che assume

caratteristiche diverse dalla somma delle caratteristiche degli ecosistemi che lo compongono. Infatti il paesaggio è considerato come la risultante di tutti i processi (sia antropici che naturali) che avvengono in un mosaico complesso di ecosistemi.

La differenza tra gli studi tradizionali sul paesaggio percepito e quelli di Ecologia del paesaggio, sta nel fatto che i primi sono rivolti a evidenziare principalmente gli aspetti culturali ed estetici, conferendo al paesaggio un valore prettamente antropico, mentre i secondi si occupano dello studio delle caratteristiche di distribuzione e forma degli ecosistemi naturali e antropici presenti al fine di comprenderne strutture, processi e significati.

La comprensione di strutture e processi è alla base di ogni valutazione ambientale, che deve essere in grado di fornire risposte a domande del tipo: quali interazioni ammettono i processi esistenti e potenziali? Qual è la capacità portante del territorio e quale la potenziale risposta alle perturbazioni?

Il vero problema, per quanto riguarda la gestione dell'ambiente, non è quello di suddividere il territorio in aree di dominio antropico ed aree di dominio naturale, ma di capire quali attività antropiche e quali attività naturali siano di reciproco interesse, quali compatibili, e quali incompatibili con l'esistenza degli habitat presenti, per poi individuare trasformazioni in sintonia con le possibilità evolutive del sistema considerato. Più ci si avvicina al limite sostenibile, più aumentano le probabilità che gli equilibri territoriali si spezzino e il prezzo del riequilibrio e del recupero delle risorse ambientali perse, ammesso che sia possibile, diventi onerosissimo sia in termini economici che di tempo. Si rendono allora necessarie nuove metodologie di valutazione per capire ciò che vale, ciò che è funzionale al mantenimento degli equilibri, ciò che può essere trasformato e come. Tali metodologie sono applicabili allorché venga accettata l'ipotesi che l'uomo non sia un'entità esterna ed estranea al mondo naturale, ma ne faccia parte come tutte le popolazioni che interagiscono con l'ambiente in cui vivono. La capacità dell'Ecologia del paesaggio di studiare in un solo momento il paesaggio antropico e quello naturale come parti di un unico sistema diversificato, permette un approccio ai problemi territoriali in grado di superare la tradizionale conflittualità che vede le istanze antropiche in opposizione alle esigenze dei sistemi naturali; ciò offre l'opportunità di soluzioni integrate a volte innovative.

Considerando infatti il paesaggio come sistema di ecosistemi naturali ed antropici interagenti, l'Ecologia del paesaggio tiene conto dei molteplici processi che vi avvengono, delle loro interazioni e delle esigenze gestionali, basandosi sul principio che "gli elementi naturali mantengono in equilibrio gli ecosistemi antropici e alcune attività umane contribuiscono alla stabilità e alla sopravvivenza di popolazioni e di ecosistemi naturali". Funzioni antropiche e naturali non vanno quindi contrapposte, ma bilanciate ed insieme devono tendere all'equilibrio possibile. L'Ecologia del paesaggio fornisce, inoltre, principi di

riferimento, criteri e metodologie di analisi, valutazione, diagnosi, controlli, idonei strumenti scientifici e tecnici quali indicatori e modelli, e si pone come un'importante disciplina di riferimento per molti settori applicativi quali la pianificazione territoriale alle diverse scale spaziali, le analisi ambientali, la valutazione d'impatto e gli studi di compatibilità ambientale, i progetti di conservazione della natura e di recupero ambientale.

Per ognuno dei campi di intervento è prevista una metodologia di studio particolare che prevede l'impiego di indicatori ecologici atti a evidenziare e misurare le caratteristiche strutturali e funzionali del paesaggio a diverse scale spazio-temporali.

Ciò consente di:

- effettuare sintesi diagnostiche significative,
- individuare e quantificare le trasformazioni territoriali necessarie e compatibili, comprese la stima delle capacità portanti e l'individuazione delle soglie critiche di trasformabilità del paesaggio,
- fornire linee guida per la progettazione degli interventi, basate su principi e criteri scientifici,
- simulare scenari evolutivi diversificati per comparare diverse alternative, controllare le trasformazioni territoriali e il loro impatto sulla biodiversità.

3. LE POLITICHE NAZIONALI ED INTERNAZIONALI E IL CONTESTO NORMATIVO

L'economia italiana ha subito negli ultimi quarant'anni modificazioni e cambiamenti profondi, che hanno coinvolto l'intera struttura produttiva.

In ambito agricolo l'impronta più significativa lasciata dallo sviluppo è stata l'utilizzazione sempre più massiccia di prodotti chimici: fertilizzanti, concimi, diserbanti, fitosanitari, etc. (Volta, 1996). Tale utilizzo ha innescato un processo per il quale la produzione agricola dipende quasi totalmente dai prodotti chimici per massimizzare i raccolti per ettaro.

A partire dagli anni '70 la legislazione ambientale europea e nazionale ha sviluppato strumenti di tutela degli ecosistemi coinvolti e di regolamentazione dell'uso dei prodotti chimici. In questo ambito è stata di fondamentale importanza la definizione di limiti di emissione per scarichi civili e industriali e di obiettivi di qualità per i corpi idrici riceventi (Premazzi e Chiaudani, 1991).

Nel corso degli anni la normativa si è profondamente innovata dal punto di vista dei principi ispiratori delle norme. L'approccio iniziale era basato principalmente sul controllo e sulla regolamentazione delle quantità scaricate nell'ambiente, mentre in un secondo tempo la

legislazione si è rivolta alla prevenzione e gestione del rischio chimico, quindi ad una valutazione a monte dell'eventuale immissione.

Il Toxic Substances Control Act (TOSCA) negli Stati Uniti (Public.Law 94-479-Oct 11, 1976) e la Direttiva sulle sostanze pericolose della Comunità economica europea n.831/79 relativa alla VI modifica della Direttiva 584/67, meglio nota come VI modifica, rappresentano il punto di partenza verso una nuova concezione di tutela dell'ambiente e verso un tentativo di compromesso tra esigenze di tutela della salute dell'uomo e dell'ambiente e lo sviluppo tecnologico.

Il panorama delle politiche nazionali ed internazionali e del contesto normativo al quale il presente lavoro si riferisce sono fondamentali per comprendere quale sia il ruolo che una metodologia integrata può svolgere e come essa possa fornire supporto ai processi decisionali al fine di tutelare gli ecosistemi.

L'analisi di tali contesti ha riguardato principalmente quattro ambiti:

- politiche relative all'agricoltura
- politiche e legislazione relativa alla protezione della biodiversità e degli ecosistemi terrestri/acquatici
- politiche e legislazione relativa alla gestione e protezione delle acque superficiali
- politiche e legislazione relativa ai prodotti fitosanitari

3.1. LA LEGISLAZIONE E LE POLITICHE IN MATERIA DI AGRICOLTURA

3.1.1. LA POLITICA AGRICOLA COMUNITARIA

Una funzione principale dell'agricoltura è la produzione. Negli ultimi 40 anni la massimizzazione dei profitti e la minimizzazione dei costi hanno dato luogo a un'agricoltura sempre più intensiva. La Politica Agricola Comunitaria (PAC), in particolare prima dell'introduzione delle riforme nel 1992, ha sicuramente contribuito all'intensivizzazione della produzione, fatto riscontrabile anche nel significativo aumento dell'uso dei prodotti fitosanitari. Le prime iniziative volte ad integrare la dimensione ambientale nella PAC risalgono alla metà degli anni '80, quando la promozione di pratiche agricole ecologiche è diventata una politica ufficiale della PAC. La riforma del 1992 ha inoltre introdotto alcuni elementi con effetti collaterali positivi. Le riduzioni dei prezzi istituzionali unitamente ai versamenti diretti e alla messa a riposo dei terreni hanno ridotto gli incentivi all'intensificazione della produzione, contribuendo così ad un uso più contenuto dei prodotti fitosanitari negli anni seguenti. Il regolamento (CEE) n. 2078/92 del Consiglio, relativo a

metodi di produzione agricola compatibili con le esigenze di protezione dell'ambiente e con la cura dello spazio naturale, ha ulteriormente contribuito a ridurre l'intensità produttiva.

Nella comunicazione "Orientamenti per un'agricoltura sostenibile", la Commissione ha descritto in modo dettagliato le tendenze generali dell'agricoltura europea compresa l'intensivizzazione, la specializzazione, la marginalizzazione e gli sviluppi dell'agricoltura biologica.

Dal 1999, dal Consiglio "Agricoltura" tenutosi a Cardiff sono stati stabiliti obiettivi specifici in materia di prodotti chimici ad uso agricolo nella Strategia del Consiglio per l'integrazione della tutela ambientale e dello sviluppo sostenibile nella politica agricola comune (PAC) .

L'ultima riforma della PAC, stabilita nell'ambito di Agenda 2000, è studiata per conseguire una maggiore competitività e integrare sempre di più nella PAC i requisiti della protezione ambientale attraverso ulteriori riduzioni del sostegno al mercato e un rafforzamento della politica di sviluppo rurale. Garantire l'impiego di pratiche agricole rispettose dell'ambiente e degli spazi rurali è parte integrante del pacchetto di misure concordate. Le pratiche agricole volte a tutelare l'ambiente sono state incorporate rispettivamente nel regolamento (CE) n. 1257/1999 sul sostegno allo sviluppo rurale e che modifica e abroga taluni regolamenti, e nel regolamento (CE) n. 1259/1999 del Consiglio, che stabilisce norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto nell'ambito della politica agricola comune.

Il regolamento (CE) n. 1257/1999 del Consiglio sul sostegno allo sviluppo rurale invita gli Stati membri e le regioni a sviluppare programmi integrati a livello regionale per uno sviluppo sostenibile delle aree rurali. Come requisito minimo per usufruire di varie misure di sostegno (agroambientali e per le regioni meno favorite) gli agricoltori devono rispettare la buona pratica agricola, ovvero le regole standard che un agricoltore ragionevole seguirebbe nella sua regione per evitare impatti ambientali negativi e rispettare in ogni caso la legislazione ambientale obbligatoria. I piani di sviluppo rurale nazionali/regionali contengono questi codici di buone pratiche agricole. Per l'uso dei pesticidi sono anche importanti le misure agroambientali per le quali gli agricoltori che forniscono servizi ambientali oltre il livello di buona pratica agricola ricevono pagamenti. Per i pesticidi, tali misure potrebbero includere i resoconti sul loro uso effettivo, sui casi di uso ridotto per proteggere il suolo, le acque, l'atmosfera e la biodiversità, sul ricorso alla lotta biologica integrata (Integrated Pest Management - IPM) o sul passaggio a metodi di produzione biologici.

Il regolamento (CE) n. 1259/1999 subordina l'erogazione del sostegno diretto concesso dalla PAC ai produttori a taluni requisiti di tutela ambientale. Gli Stati membri devono adottare le misure ambientali che ritengono opportune come ad esempio:

- sostegno in cambio di un impegno agroambientale;
- obbligatorietà dei requisiti ambientali generali;
- requisiti ambientali specifici come condizione per i versamenti diretti.

Con riferimento a queste due ultime opzioni, gli Stati membri sono autorizzati ad apportare tagli ai pagamenti diretti, come sanzione onde sostenere l'osservanza dei requisiti ambientali.

Altri impatti positivi, soprattutto per le zone sensibili, saranno apportati da disposizioni specifiche per le "aree meno favorite " e le zone con restrizioni ambientali nel quadro dei piani di sviluppo regionale. I pagamenti agli agricoltori nell'ambito di queste misure sono subordinati all'osservanza dei summenzionati codici di buona pratica agricola.

Le misure agroambientali hanno già influito direttamente sull'uso dei prodotti fitosanitari, ad esempio promuovendo le tecniche di lotta biologica integrata, la gestione integrata delle colture (Integrated Crop Management - ICM) e l'agricoltura biologica. Per quanto solo il 3,5% del totale della spesa della PAC sia destinato alle misure agroambientali, tale percentuale comprende più del 20% della superficie totale destinata all'agricoltura nell'UE. Si sono avuti ottimi risultati nella riduzione dell'uso di prodotti fitosanitari in singole regioni grazie a programmi specifici, ad esempio in Emilia Romagna, con riduzioni fino al 55% per certi tipi di produzioni

Malgrado queste misure abbiano contribuito ad un certo sganciamento delle rese dall'uso di pesticidi, la dipendenza dell'agricoltura in generale dai fitofarmaci non accenna a diminuire in maniera significativa. Il riesame intermedio della riforma della PAC nell'ambito di Agenda 2000 offre una nuova possibilità di integrare maggiormente la dimensione ambientale, compreso l'uso dei prodotti fitosanitari. ⁴

3.1.2. LA MULTIFUNZIONALITA' AGRICOLA

Nel nuovo scenario delineato dalle politiche agricole il ruolo dell'agricoltura è mutato: non rappresenta più solo una fonte di approvvigionamento di risorse per l'alimentazione umana e/o animale o per la fornitura di materie prime. I nuovi indirizzi prevedono, infatti, che l'agricoltore sia chiamato a svolgere l'importante ruolo di manutentore del territorio. In quest'ottica, la difesa e la tutela ambientale diventano parte integrante delle attività agricole.

3.2. LA LEGISLAZIONE E LE POLITICHE PER LA PROTEZIONE DELLA BIODIVERSITA'

Il termine biodiversità è stato coniato nel 1988 dall'entomologo Edward O. Wilson e si è imposto all'attenzione internazionale e del linguaggio comune a partire dallo svolgimento dell'Earth Summit del 1992.

⁴ Regolamenti 1257/99 e 1750/99.

Nel corso di tale conferenza internazionale è stata redatta la "Convenzione sulla Diversità Biologica" che ha gettato le linee guida generali per politiche nazionali per la sua tutela. Il nostro Paese ha sottoscritto tale documento nel 1993 e lo ha poi successivamente ratificato, nel 1994, con la Legge 14 febbraio 1994, n.124

Successivamente, con la Deliberazione del C.I.P.E. del 16 marzo 1994, l'Italia ha quindi approvato le linee strategiche per l'attuazione della Convenzione di Rio e la redazione del Piano Nazionale sulla Biodiversità.

Tale piano prevede fondamentalmente due tipologie di azioni:

- Una azione di conoscenza (l'inventario)
- Una azione di sorveglianza (il monitoraggio)

Per valutare concretamente il fenomeno si rende infatti necessaria prima una azione di rilevamento, sistematizzazione e mappatura del patrimonio naturale a livello di geni, specie, popolazioni, habitat, biotopi, ecosistemi e paesaggi individuandone le componenti, gli assetti strutturali ed i processi funzionali

Successivamente è necessario effettuare un monitoraggio, finalizzato a permettere la conoscenza tempestiva delle variazioni, rigoroso e continuo sull'andamento dei parametri scelti quali indicatori di stato e dei processi.

La dinamica della protezione del territorio si è sviluppata positivamente nel tempo, evolvendo in modo sostanziale verso un approccio effettivamente ecologico all'ambiente naturale. A livello normativo, dalla protezione di specie si è passati alla protezione degli habitat, dei paesaggi e dei processi naturali correlati. Allo stesso modo, alle azioni di conservazione in situ si sono affiancate quelle ex situ, avviando l'integrazione delle misure di tutela alla pianificazione economica e territoriale, su scala nazionale e internazionale. Si veda a proposito alla Direttiva 92/43/EU relativa alla protezione degli habitat

3.2.1. I DOCUMENTI DI RIFERIMENTO A LIVELLO INTERNAZIONALE E NAZIONALE PER LA TUTELA DELLA BIODIVERSITÀ

I principali documenti di riferimento a livello internazionale sono i seguenti:

Convenzione di Rio de Janeiro. La Convenzione sulla diversità biologica è stata firmata dalla Comunità e da tutti gli Stati membri nel corso della Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente e lo sviluppo, tenutasi a Rio de Janeiro dal 3 al 14 giugno 1992. L'Italia ha ratificato la CBD con la Legge n. 124 del 14 febbraio 1994 ed ha prodotto, nello stesso anno, le "Linee Strategiche per l'Attuazione della Convenzione e per la Redazione del Piano Nazionale sulla Biodiversità", approvate con delibera CIPE pubblicata sulla GU n. 107 del

10/5/1994. La realizzazione di una Strategia nazionale per la biodiversità costituisce una importantissima iniziativa in quanto oltre a fornire un quadro completo delle risorse biologiche del Paese, consente d'individuare gli obiettivi e delineare le misure più idonee per il loro raggiungimento.

Convenzione di Berna. La Convenzione, firmata a Berna il 19 settembre 1979. mira a promuovere la cooperazione tra gli Stati firmatari al fine di assicurare la conservazione della flora e della fauna selvatiche e dei loro habitat naturali e a proteggere le specie migratrici minacciate di estinzione.

Direttiva 79/409/CEE" uccelli" Per la protezione degli uccelli selvatici

La direttiva 79/409/CEE concernente la conservazione degli uccelli selvatici (la cosiddetta direttiva "uccelli") istituisce un quadro comune per la conservazione delle specie di uccelli viventi naturalmente allo stato selvatico e dei loro habitat su tutto il territorio dell'Unione europea. La direttiva trae la sua ragion d'essere dal fatto che gli uccelli selvatici, che sono per la maggior parte migratori, rappresentano un patrimonio comune degli Stati membri, la cui effettiva protezione pone problemi tipicamente transfrontalieri che implicano l'assunzione di responsabilità comuni.

Direttiva 92/43/CEE "Habitat" La cosiddetta Direttiva "Habitat", prevede che gli Stati membri dell'Unione individuino sul proprio territorio aree che ospitano specie animali e vegetali e habitat, la cui conservazione è considerata una priorità di rilievo europeo. Essi sono elencati negli allegati della direttiva stessa, con la finalità di creare una rete europea coerente di aree protette denominata Natura 2000.

L'Italia ha svolto il proprio lavoro di individuazione dei siti di importanza comunitaria da proporre per l'inserimento nella rete attraverso il progetto Bioitaly ed ha comunicato nel mese di giugno 1997, alla Commissione Europea, la lista definitiva dei siti individuati e le relative schede e cartografie.

Tale lista consiste provvisoriamente di 2.425 pSIC (proposti Siti di Importanza Comunitaria) appartenenti a tre delle sei Regioni Biogeografiche presenti in Europa, per una superficie totale di 3.900.000 ettari pari a circa il 13% del territorio nazionale

La lista definitiva dovrà soddisfare il requisito di creare un insieme di aree che contribuiscono in modo significativo a mantenere o ripristinare gli habitat e le specie di cui agli allegati della Direttiva in uno stato di conservazione soddisfacente al fine di mantenere la diversità biologica all'interno della regione biogeografia interessata.

La Rete Natura 2000 pertanto è attualmente costituita dalle Zone di Protezione Speciale designate alle quali si aggiungeranno i Siti di Importanza Comunitaria (al termine del lavoro di verifica, selezione e validazione delle informazioni).

Sesto Programma Europeo per l'ambiente (Decisione del Parlamento Europeo e del Consiglio del 22 luglio 2002, n. 1600/2002/CE) nel quale si fa specifico riferimento alla protezione della Biodiversità quale pilastro dell'azione comunitaria per la tutela dell'Ambiente.

Piano d'azione a favore della biodiversità del Marzo 2001 nel settore della conservazione delle risorse naturali, dell'agricoltura, della pesca, dell'aiuto allo sviluppo e della cooperazione economica

A livello nazionale si ricorda che :

La biodiversità è, inoltre , uno degli assi portanti della "**Strategia d'azione per lo sviluppo sostenibile in Italia**" (delibera CIPE del 2 agosto 2002, n. 57).

La **Convenzione di Ramsar**, ovvero la "Convenzione relativa alle zone umide di importanza internazionale soprattutto come habitat degli uccelli acquatici", è stata sottoscritta dall'Italia a Ramsar in Iran nel 1971, ratificata poi nel 1976 e con il successivo DPR n. 184 del 1987 per il protocollo di emendamento. In attuazione della Convenzione l'Italia ha riconosciuto 47 zone umide italiane di importanza internazionale istituite tra il 1977 e il 1993.

3.2.2. AGRICOLTURA E BIODIVERSITÀ

3.2.3. AGENDA 2000

Obiettivo dell'Agenda 2000 è promuovere un'agricoltura effettivamente sostenibile facendo fronte alle sfide socioeconomiche che generano competitività nel settore, consentire la gestione sostenibile delle risorse naturali e rispondere alle aspettative della collettività in termini di qualità dell'ambiente e delle aree rurali. L'Agenda 2000, e segnatamente le disposizioni concernenti lo sviluppo rurale, consente dunque di integrare le problematiche ambientali, in particolare quelle inerenti alla biodiversità, nelle politiche agricole. Sulla base di questo quadro operativo è possibile identificare le misure e gli orientamenti cui attribuire la priorità in sede di predisposizione dei piani di azione a favore della biodiversità, tenendo conto anche dei progressi compiuti finora

3.2.3.1. Il Piano d'azione per la biodiversità in agricoltura nell' U E

La "**Comunicazione della Commissione** del 27 marzo 2001, al Consiglio e al Parlamento europeo - **Piani d'azione a favore della biodiversità: agricoltura**" costituisce il terzo volume della comunicazione della Commissione del 27 marzo 2001, concernente i piani di azione a favore della biodiversità nei settori delle risorse naturali, dell'agricoltura, della pesca, e della cooperazione allo sviluppo e della cooperazione economica. Il terzo volume si impernia concretamente sull'agricoltura. Negli ultimi decenni il processo di riduzione e perdita delle specie e degli habitat, degli ecosistemi e del patrimonio genetico (cioè della diversità biologica) ha mostrato un'accelerazione del ritmo a livello mondiale. Tale perdita della diversità biologica, oltre ad essere deplorabile di per sé, ha un impatto negativo sullo sviluppo economico, in quanto è alla base delle risorse in termini di cibo, fibre, bevande, medicinali, ed è alla base dei processi industriali e delle attività di pesca e agricoltura, dalle quali dipende la sopravvivenza della nostra specie.

Occorre tuttavia rilevare che il fattore ambientale è una delle principali componenti dei nuovi orientamenti della politica agricola comune (PAC), così come sanciti dalle disposizioni del trattato di Amsterdam e confermati dai capi di Stato e di governo in occasione del vertice di Helsinki. Due sono gli aspetti essenziali: l'integrazione delle problematiche ambientali nella normativa che disciplina la PAC e lo sviluppo di pratiche agricole che consentano di conservare l'ambiente e salvaguardare le zone rurali.

Nel febbraio del 1998 la Commissione aveva adottato una Comunicazione concernente una Strategia comunitaria a favore della diversità biologica⁵, che prevedeva già l'elaborazione e l'applicazione di piani di azione specifici riferiti ai settori delle attività interessate.

La Strategia comunitaria a favore della diversità biologica e i piani di azione di cui sopra si inquadrano nell'impegno dell'Unione europea di pervenire a uno sviluppo sostenibile e integrare gli elementi ambientali nelle altre politiche settoriali e negli altri campi di azione.

La Commissione prevedeva di istituire un comitato di esperti sulla diversità biologica, incaricato di divulgare le informazioni e ricercare la complementarità fra i provvedimenti europei e quelli nazionali, coinvolgendo rappresentanti delle ONG, dell'industria, delle associazioni e di tutte le parti in causa.

Le priorità

⁵ 93/626/CEE: Decisione del Consiglio del 25 ottobre 1993 relativa alla conclusione della Convenzione sulla diversità biologica

Il volume relativo all'agricoltura inizia con l'analisi delle relazioni di interdipendenza fra agricoltura e biodiversità, sottolineando i vantaggi reciproci ma anche la pressione che l'agricoltura esercita sulla biodiversità. Da tale analisi emergono le seguenti priorità, che costituiscono gli elementi chiave del piano di azione:

- Mantenere le pratiche agricole intensive a un livello che tenga conto della biodiversità, sviluppando buone pratiche agricole, riducendo l'uso dei fertilizzanti, sostenendo i metodi di produzione estensivi e realizzando una gestione sostenibile delle risorse naturali;
- Mantenere un'attività agricola economicamente efficiente e socialmente accettabile, che salvaguardi la biodiversità;
- Utilizzare il potenziale delle misure agroambientali per l'uso sostenibile della biodiversità;
- Garantire l'esistenza della necessaria infrastruttura ecologica; (ciò grazie all'attuazione della rete Natura 2000 per realizzare una struttura ecologica coerente a livello comunitario e al mantenimento e lo sviluppo di elementi configurati in forma lineare e di aree isolate di varie dimensioni)
- Sostenere misure specifiche per conservare razze e varietà locali, nonché la diversità delle varietà utilizzate nell'agricoltura.
- Prevenire l'invasione di specie non indigene.

Gli strumenti

La comunicazione indica vari strumenti comunitari destinati ad applicare il piano di azione per la biodiversità:

- il regolamento che stabilisce le norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto nel quadro della politica agricola comune;
- le misure agroambientali nel campo dello sviluppo rurale , che costituiscono uno degli strumenti principali del piano di azione; Le misure agroambientali prevedono concedere un sostegno agli agricoltori che utilizzano, per una durata minima di cinque anni, metodi di produzione agricola finalizzati alla protezione dell'ambiente e alla conservazione dello spazio naturale (agroambiente) al fine di incoraggiare forme di conduzione dei terreni agricoli compatibili con la tutela dell'ambiente e la pianificazione agricola ambientale, l'estensivizzazione delle forme di produzione agricola, la conversione di spazi coltivati ad alto valore naturale e la salvaguardia del paesaggio.
- altre misure per lo sviluppo rurale;
- le componenti ambientali delle organizzazioni comuni di mercato;

- il regolamento concernente le risorse genetiche in agricoltura [regolamento (CE) n. 1467/94- Gazzetta Ufficiale L 159 del 26.8.1994];
- le componenti ambientali di strumenti basati su una logica di mercato (politica di qualità), elencate nell'allegato 2 della comunicazione;
- la legislazione in materia di prodotti fitosanitari ;

Alla comunicazione è allegata una tabella che presenta tali strumenti, gli obiettivi e una tabella di marcia indicativa per il conseguimento degli obiettivi settoriali e orizzontali identificati nella strategia comunitaria a favore della biodiversità, nonché le priorità del piano di azione.

Come per tutte le direttive comunitarie l'efficacia del piano di azione dipende dalla corretta applicazione di tutte le misure di cui sopra ad opera degli Stati membri. Entro il 2003 questi avrebbero dovuto presentare una relazione che precisasse gli ostacoli che impediscono di migliorare la biodiversità in agricoltura.

I principi da privilegiare

L'esperienza acquisita in particolar modo con l'attuazione delle misure agroambientali consente di identificare alcuni principi essenziali per la messa a punto di un piano d'azione:

- spesso il mantenimento della biodiversità dipende direttamente dai metodi di produzione agricola che l'hanno generata, così come dalle condizioni effettive degli ecosistemi agricoli, che a loro volta sono influenzati da fattori indipendenti dalle pratiche agricole (cioè l'impatto di altri settori economici, ad esempio l'inquinamento delle acque ad opera di industrie ubicate a monte);
- occorre intervenire su tutto il territorio in linea con gli obiettivi definiti nel capitolo 14 (Promozione di un'agricoltura e di uno sviluppo rurale sostenibile) dell'Agenda 21 (Commissione delle ONU per lo sviluppo sostenibile). A tale scopo i metodi e gli strumenti adatti possono variare di zona in zona; pertanto l'approccio da adottare deve da un lato superare la mera logica delle "zone protette" per garantire una stretta cooperazione con tutti i soggetti locali e dall'altro lato consentire al settore agricolo di essere all'altezza del suo compito primario, ossia garantire una produzione più intensiva ma sostenibile. L'approccio ecosistemico definito nella decisione V/16 della CBD (Convenzione sulla diversità biologica) deve essere applicato in questa sede;
- occorre un approccio decentrato in base al quale ciascuno Stato membro è responsabile delle scelte e dell'attuazione di misure adeguate;
- occorre attribuire priorità ad un approccio sistemico e coerente basato su strumenti agricoli e ambientali complementari e intercorrelati a livello comunitario e sull'introduzione di misure nazionali complementari.

3.2.4. IL MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ IN ITALIA

A livello italiano le attività di studio e monitoraggio relative alla Biodiversità sono appannaggio del Centro Tematico Nazionale (CTN) Natura e Biodiversità, con sede presso l'Arpa Valle D'Aosta, a fianco di ARPA Sicilia e ARTA Abruzzo.

I temi di cui si occupa il CTN sono: Biodiversità: tendenze e cambiamenti: Fauna, Flora e Habitat, Effetti dei cambiamenti climatici sull'ambiente, Zone protette, zone umide, Paesaggio, Foreste, Agricoltura ecosostenibile e organismi geneticamente modificati (OGM).

Le attività di tale Centro tematico prevedono di :

- fornire informazioni sullo stato della conservazione della natura e della biodiversità (tendenze passate, stato attuale e prospettive future);
- definire metodi di valutazione qualitativa dei dati nel campo della conservazione della natura e della biodiversità;
- analizzare e rappresentare i dati relativi alla conservazione della natura e della biodiversità, quando possibile secondo la dimensione territoriale dei fenomeni;
- partecipare alla progettazione e attivazione di reti nazionali per il monitoraggio della biodiversità.

Esso si rivela, quindi, un punto di riferimento per il reperimento di informazioni a livelli nazionale funzionali all' analisi territoriali.

3.3. LA LEGISLAZIONE E LE POLITICHE IN MATERIA DI PRODOTTI FITOSANITARI

3.3.1. DIRETTIVA 91/414/EEC: LA REGISTRAZIONE DEI PRODOTTI FITOSANITARI

I prodotti fitosanitari sono stati registrati per anni secondo procedure di valutazione diverse per ogni Stato Membro dell'Unione Europea (UE). Negli anni '90, però, l'UE ha proceduto ad armonizzare tale variegata legislazione; il risultato si è concretizzato nella Direttiva 91/414/EEC e nelle successive modifiche, le quali rappresentano ora la normativa di riferimento per tutti gli Stati Membri. Tale Direttiva riguarda l'immissione dei prodotti fitosanitari sul mercato, ed il suo obiettivo è di regolare e armonizzare i requisiti per l'autorizzazione di tali prodotti a livello dell'UE.

La Direttiva afferma che "un fitofarmaco può essere utilizzato qualora:

- sia sufficientemente efficace;

- non abbia effetti indesiderati sulle piante o sui loro prodotti;
- non causi sofferenza o dolore non necessari su vertebrati specifici;
- non abbia effetti dannosi sulla salute dell'uomo e degli animali, in modo diretto o indiretto (ad esempio attraverso l'acqua potabile o il cibo);
- non abbia effetti negativi sull'ambiente, in particolare riguardo:
- il suo destino o distribuzione nell'ambiente, in particolare alla contaminazione delle acque, includendo l'acqua potabile o l'acqua di falda;
- il suo impatto su specie non-target."

Gli Allegati II e III della Direttiva 91/414/EEC riportano i requisiti necessari al dossier che deve essere redatto per l'autorizzazione all'uso dei principi attivi e dei loro formulati; mentre l'Allegato VI riporta i Principi Uniformi per la valutazione di tale dossier.

Secondo tale Allegato le valutazioni devono:

- essere effettuate con i migliori mezzi tecnici e scientifici;
- considerare l'uso previsto dell'antiparassitario (cioè la dose, la frequenza, il modo ed il tempo di applicazione) nella normale pratica agricola;
- considerare le condizioni agricole, ambientali e di salute delle piante nelle zone in cui il prodotto verrà utilizzato;
- considerare la possibile incertezza dei dati e, di conseguenza, valutare uno scenario medio e uno scenario di caso peggiore;
- utilizzare modelli previsionali che:
- includano tutti i processi rilevanti;
- usino parametri realistici e condizioni al contorno;
- siano calibrati rispetto a dati provenienti da test sperimentali;
- siano significativi rispetto all'area in cui il prodotto sarà utilizzato;
- valutare tutti i metaboliti principali e i prodotti di reazione e di trasformazione (Beinat E., Van de Berg, 1996).

3.3.2. LA STRATEGIA EUROPEA PER L'USO SOSTENIBILE DEI PESTICIDI

Il Sesto Programma di Azione per l'Ambiente adottato dal Parlamento europeo e dal Consiglio prevede l'elaborazione di una "Strategia Tematica per l'uso sostenibile dei pesticidi" con l'obiettivo di ridurre l'impatto di queste sostanze sulla salute umana e sull'ambiente, più in generale, di conseguire un uso più sostenibile (nel quale sono coinvolti più soggetti a diversi livelli) dei pesticidi e ridurre in modo significativo i rischi, compatibilmente con la necessaria protezione delle colture. La strategia tematica integrerà il quadro legislativo relativo all'autorizzazione all'uso delle sostanze nei prodotti fitosanitari concentrandosi sulla fase specifica di utilizzazione ed applicazione degli stessi.

I principali obiettivi della strategia tematica sono:

- migliorare i controlli sull'uso e sulla distribuzione dei pesticidi
- minimizzare i pericoli e i rischi per la salute umana e l'ambiente derivanti dall'uso dei pesticidi ridurre i livelli di sostanze attive nocive, sostituendo le più pericolose con alternative più sicure, anche di tipo non chimico
- promuovere l'uso di tecniche agricole con apporto basso o nullo di pesticidi
- mettere a punto un sistema trasparente di relazioni e monitoraggio dei progressi, compresa l'elaborazione di indicatori adeguati

La recente comunicazione della Commissione Europea "Verso una strategia tematica per l'uso sostenibile dei pesticidi" (Bruxelles, 1.7.2002) rappresenta il primo passo per definire un approccio allargato alla tematica dei pesticidi, coinvolgendo tutti gli attori rilevanti.

In linea con la politica che l'Unione Europea sta adottando, è stata aperta un'ampia consultazione sulla tematica dell'uso sostenibile dei pesticidi e della Comunicazione succitata, coinvolgendo agricoltori, coltivatori, associazioni non governative, parti sociali, autorità pubbliche e parti sociali

Tale strategia dovrebbe permettere, quindi, di trovare un punto di equilibrio tra le necessità sociali (ad esempio la richiesta di prodotti agricoli o il ruolo dell'agricoltura nell'economia) e la tutela dell'ambiente, armonizzando la legislazione e fornendo suggerimenti e opzioni operative ai decision-makers.

La strategia tematica dovrà completare il quadro legislativo esistente e s'incentrerà sulla fase di uso dei prodotti fitofarmaceutici.

3.3.3. OBIETTIVI DELLA STRATEGIA TEMATICA

Gli obiettivi definiti nell'ambito della strategia sono esposti di seguito: la comunicazione propone per ciascuno di essi diversi metodi per raggiungerli, onde aprire la discussione in questa fase consultiva.

Obiettivo 1. Ridurre al minimo i pericoli e i rischi derivanti dai pesticidi per la salute e l'ambiente, con i mezzi seguenti:

- definizione di piani nazionali di riduzione dei pericoli, dei rischi e della dipendenza riguardo alla lotta chimica;
- riduzione di rischi specifici, quali inquinamento dei corsi d'acqua, dei fossi e delle zone di estrazione dell'acqua e attuazione di misure relative alla lotta chimica nelle zone sensibili dal punto di vista ambientale;

- miglioramento della conoscenza dei rischi attraverso le misure seguenti: sorveglianza della salute degli utilizzatori, in particolare dei gruppi di rischio come gli addetti del settore agricolo e i consumatori sensibili; raccolta di dati sugli incidenti che hanno conseguenze per la salute e l'ambiente dei lavoratori e degli utilizzatori privati; raccolta e analisi di dati economici relativi all'uso dei PPP e delle soluzioni sostitutive;
- avvio di nuovi lavori di ricerca e sviluppo relativi a metodi di applicazione e manutenzione di PPP meno pericolosi.

Obiettivo 2. Potenziare i controlli sull'uso e sulla distribuzione dei pesticidi:

- notifica alle autorità nazionali, da parte di produttori e distributori di PPP, delle quantità di PPP prodotte e importate/esportate;
- potenziamento dei lavori in corso sulla raccolta di dati relativi all'uso (quantità di PPP applicate per coltura, prodotto, superficie, data di applicazione...);
- potenziamento coordinato del sistema basato sull'articolo 17 della direttiva 91/414/CEE (ispezioni / sorveglianza dell'uso e della distribuzione dei PPP da parte dei grossisti, dei commercianti al dettaglio e degli agricoltori);
- istituzione di un sistema regolare e sicuro di raccolta, possibilità di riutilizzazione e distruzione controllata degli imballaggi di PPP e dei prodotti inutilizzati;
- istituzione di un sistema di ispezione tecnica periodica del materiale di applicazione (nebulizzatori);
- creazione di un sistema obbligatorio di educazione, sensibilizzazione, formazione e certificazione per tutti gli utilizzatori di PPP (agricoltori, collettività locali, lavoratori, distributori, negozianti e servizi di divulgazione).

Obiettivo 3. Ridurre i livelli di sostanze attive nocive, in particolare sostituendo quelle più pericolose con sostanze alternative (anche non chimiche) più sicure. Tale obiettivo sarà raggiunto essenzialmente attraverso un'attuazione più rapida della direttiva 91/414/CEE, in particolare del suo programma di revisione delle vecchie sostanze attive ed introducendo questo principio nel testo della direttiva stessa in occasione di una revisione prevista per un prossimo futuro.

Obiettivo 4. Incoraggiare la conversione verso un'agricoltura che usi quantità limitate di pesticidi o li abolisca del tutto, in particolare sensibilizzando gli utilizzatori, promuovendo l'applicazione di codici di buone pratiche e promuovendo l'analisi delle possibilità offerte dall'applicazione di strumenti finanziari:

- promuovere e mettere a punto soluzioni di sostituzione della lotta chimica; esaminare la possibilità di far ricorso a tecnologie di modificazione genetica ove si ritenga che

- non presentino alcun pericolo per la salute e per l'ambiente; promuovere le buone pratiche perfezionando i codici di buona pratica agricola con l'integrazione dei principi di lotta integrata contro gli organismi nocivi; incoraggiare ulteriormente l'assegnazione di finanziamenti da parte degli Stati membri e l'applicazione, da parte degli agricoltori, di misure di sviluppo rurale e di misure riguardanti la formazione e altri temi connessi;
- penalizzare gli utilizzatori riducendo o abolendo gli aiuti concessi nel quadro dei programmi di sostegno;
 - istituire imposte specifiche sui PPP per sensibilizzare gli interessati sugli effetti negativi di un uso troppo intenso e ridurre la dipendenza dell'agricoltura moderna dai prodotti chimici;
 - armonizzare i tassi dell'imposta sul valore aggiunto applicata ai PPP (che variano dal 3% al 25% nei vari Stati membri).

Obiettivo 5. Istituire un sistema trasparente di notifica e sorveglianza dei progressi compiuti, in particolare definendo indicatori adatti:

presentazione periodica di relazioni sui programmi nazionali di riduzione dei rischi;

elaborazione di indicatori adatti per il controllo e la definizione di obiettivi quantitativi.

3.3.4. STATISTICHE E INDICATORI RELATIVI ALL'USO DI PRODOTTI FITOSANITARI

Ogni anno nella maggior parte degli Stati membri sono raccolti dati statistici sulle vendite di prodotti fitosanitari, suddivise in quattro gruppi (erbicidi, fungicidi, insetticidi e altri pesticidi) ed espresse in tonnellate di ingrediente attivo, che vengono trasmessi a Eurostat. Si dispone di dati sul periodo 1990-1999, ma con lacune per alcuni anni e per alcuni Stati membri. Da questi è stato ricavato il consumo di pesticidi espresso in chilogrammi di ingrediente attivo per ettaro di terreno coltivato, ma anche in questo caso si riscontrano le medesime lacune. Inoltre, in alcuni Stati membri, le cifre sulle vendite comprendono anche i dati concernenti le vendite per uso non agricolo.

Purtroppo sono pochi gli Stati membri che raccolgono sistematicamente dati statistici sulle quantità dei singoli ingredienti attivi usati nelle aziende agricole. Per questo motivo la Commissione ha esortato gli Stati membri a istituire sistemi specifici di raccolta dei dati sull'uso di prodotti fitosanitari e la Direzione Generale Agricoltura ha concesso, mediante Eurostat, finanziamenti agli Stati membri che intendono realizzare studi pilota in questo settore ⁶. Per ora, le sole informazioni dettagliate disponibili ufficialmente provengono

⁶ Sostegno fornito dal Piano d'azione tecnica per il miglioramento delle statistiche agricole (TAPAS), programmi 1999 e 2000.

dall'industria del settore e sono state raccolte mediante Eurostat. Per gli ingredienti attivi, parte dei dati sono riservati e devono essere trattati conformemente al disposto del regolamento (CEE) n. 1588/90 del Consiglio sulla riservatezza ⁷

La valutazione delle statistiche mostra come i consumi più alti in assoluto si abbiano nei paesi con le maggiori superfici coltivate (Francia, Italia, Spagna e Germania). In termini di quantità di pesticidi usati per ettaro, si riscontra un largo uso in Italia, Francia, Paesi Bassi e Belgio, che riflette il tipo di agricoltura intensiva praticata in questi paesi e/o le particolari caratteristiche delle colture che necessitano di trattamenti più intensivi rispetto ad altre (ad esempio frutta e uva). Non esistono attualmente controlli ambientali armonizzati sui prodotti fitosanitari in tutti gli Stati membri. Esistono alcuni dati concernenti alcuni Stati membri, ad esempio relativamente alla contaminazione delle acque, ma né il suolo adibito ad uso agricolo né il suolo forestale sono soggetti a controlli regolari o armonizzati nell'insieme della Comunità.

I Consigli europei di Cardiff e di Vienna hanno sottolineato l'importanza di sviluppare indicatori ambientali per valutare i progressi registrati per integrare la dimensione ambientale in altre politiche, compresa la politica agricola comunitaria (PAC). La Comunicazione **"Indicatori per l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune"**⁸ affronta la questione degli indicatori agroambientali individuando un nucleo centrale di indicatori e di settori che necessitano di indicatori più definiti, numerosi dei quali riguardano i rischi posti dai prodotti fitosanitari all'ambiente. I più importanti sono:

- il consumo di pesticidi: tuttavia, i rischi posti dai pesticidi variano sensibilmente a seconda delle caratteristiche specifiche degli ingredienti attivi (ovvero tossicità, persistenza) e dei modelli d'uso (ossia, volumi applicati, periodo e metodo d'applicazione, tipo di coltura trattata, tipo di suolo). Si possono contemplare due indicatori complementari:
- indice dell'uso di pesticidi, ponderato per tener conto di diversi tipi di tossicità e modelli d'uso;
- uso dei pesticidi, classificato in base alle caratteristiche intrinseche, ad esempio tossicità per le specie non bersaglio, effetti di lungo periodo, persistenza nell'ambiente,
- contaminazione del suolo: grado di accumulo dei residui di pesticidi o di metaboliti nel suolo;

⁷ Regolamento (EURATOM, CEE) n. 1588/90 del Consiglio, dell'11 giugno 1990, relativo alla trasmissione all'Istituto statistico delle Comunità europee di dati statistici protetti dal segreto. GU L 151 del 15.6.1990, pag. 1.

⁸ COM(2000) 20 def.

- contaminazione delle acque: evoluzione delle concentrazioni di pesticidi nelle acque sotterranee e superficiali.

Una seconda Comunicazione ha individuato i requisiti statistici per l'elaborazione di tali indicatori⁹. Numerosi indicatori sono stati giudicati (parzialmente) utili per valutare la "sostenibilità" della tutela delle colture negli Stati membri. Negli Stati dotati di piani nazionali di contenimento dell'"uso", i dati sulle vendite (espressi in chilogrammi/ettaro) sono stati l'indicatore principale. Questo indicatore non è stato accettato da altri Stati membri, non essendo direttamente connesso a una riduzione dei "rischi", in quanto il calo delle vendite potrebbe essere dovuto al maggiore uso di sostanze più attive e, quindi, più rischiose. La frequenza di applicazione è considerata un indicatore generale più affidabile.

L'OCSE ha recentemente avviato lavori specifici ¹⁰su indicatori di riduzione dei rischi che si basano sulle caratteristiche intrinseche dei singoli prodotti fitosanitari, al fine di fornire agli utilizzatori e ai responsabili politici uno strumento per valutare le tendenze nei rischi ambientali legati all'uso dei prodotti fitosanitari. Essi non sono intesi a fornire una misurazione assoluta dei rischi associati ai singoli prodotti fitosanitari e ai loro effetti in base a determinate modalità d'uso. Finora i lavori si sono concentrati principalmente sugli indicatori di rischio per gli ambienti acquatici, con il completamento nel 2001 di un progetto pilota cui hanno partecipato sei paesi membri dell'OCSE e che ha sperimentato tre indicatori elaborati in un progetto precedente nonché vari indicatori nazionali. All'inizio del 2002 il Segretariato dell'OCSE ha creato uno speciale sito web dedicato agli indicatori di rischio per i pesticidi, che fornisce tutta la documentazione dei progetti e contiene link ad altri siti affini. Recentemente è stato avviato un progetto sugli indicatori per l'ambiente terrestre.

Recentemente la Commissione Europea ha approvato il Piano d'Azione Tecnica per il miglioramento delle statistiche agricole ¹¹(TAPAS 2003)

Le azioni previste dal piano d'azione tecnica per migliorare le statistiche agricole (TAPAS) nel 2003 hanno il compito di sviluppare o di migliorare le statistiche nei seguenti campi:

- i dati fisici dell'agricoltura europea;
- gli aspetti ambientali della contabilità agricola;
- gli indicatori agroambientali, compreso l'uso di antiparassitari;
- lo sviluppo rurale.

Le azioni che verranno implementate riguarderanno:

⁹ Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo - Informazioni statistiche necessarie per gli indicatori per il monitoraggio dell'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune. COM(2001) 144 def. del 20.3.2001.

¹⁰ http://www.oecd.org/document/27/0,2340,en_2649_33795_2345499_119690_1_1_1,00.html

¹¹ Decisione della Commissione del 29 aprile 2003 che approva il piano d'azione tecnica 2003 per il miglioramento delle statistiche agricole [notificata con il numero C(2003) 1369](2003/304/CE)

1) I dati fisici dell'agricoltura europea

Tale azione rientra nel prolungamento di azioni già effettuate in precedenza e mira a migliorare le informazioni statistiche in materia di:

- a) superfici, produzioni e uso delle produzioni vegetali, in particolare i bilanci;
- b) patrimoni zootecnici, produzioni e uso delle produzioni animali, in particolare i bilanci delle carni;
- c) bilanci foraggeri (sviluppo dei bilanci foraggeri, soprattutto migliorando i metodi di stima e la coerenza tra bilanci d'approvvigionamento e bilancio foraggero);
- d) scorte, usi interni, compresi quelli dell'azienda agricola e coefficienti tecnici.

2) Gli aspetti ambientali della contabilità agricola

Scopo principale di questa azione è studiare l'introduzione, nella metodologia dei conti economici dell'agricoltura (CEA) e della silvicoltura (CES), di concetti e definizioni per trattare talune componenti d'interesse ambientale (produzioni di servizi, sovvenzioni, tasse).

3) Gli indicatori agroambientali e l'uso di antiparassitari

La Commissione vuole incoraggiare progetti per migliorare indicatori già esistenti come la conoscenza, a livello regionale, dei rendimenti di talune coltivazioni, dei dati di vendita o di consumo dei fertilizzanti minerali, ecc. Essa auspica anche l'introduzione di indicatori paesaggistici come

- La lunghezza di siepi o muretti oppure a livello regionale superfici usate al di fuori della superficie agricola utile (pascoli, alpeggi, ecc.);
- l'incidenza delle caratteristiche strutturali sul funzionamento delle aziende agricole;
- dati sulle pratiche di coltivazione.
- L'azione sull'uso degli antiparassitari è volta a proseguire la raccolta e il trattamento dei dati sul loro uso; a migliorare qualità e rapidità di trasmissione servendosi di metodi diversi e di fonti diverse. Le coltivazioni sono scelte dagli Stati membri a seconda della loro importanza in termini di superficie coltivata e di quantità di antiparassitari usata.

4) Sviluppo rurale

Questo asse di sviluppo delle statistiche agricole riguarda un maggiore livello di dettaglio nella ripartizione territoriale delle informazioni normalmente raccolte a livello nazionale ma anche differenti suddivisioni territoriali delle regioni amministrative usate per elaborare la maggior parte delle statistiche regionalizzate. D'altra parte, tali esigenze riguardano informazioni che coprono una tematica più vasta e variata: i redditi extra agricoli dell'azienda e delle famiglie in particolare per attività complementari a quella agricola, per servizi resi

dagli agricoltori alla collettività, nonché le condizioni di vita nelle regioni rurali, ruolo dell'agricoltura come sostegno di altre attività economiche, culturali, ecc.

3.3.5. VALUTAZIONE DELLA SITUAZIONE ATTUALE

La precedente panoramica della situazione attuale riguardo la riduzione dei rischi dovuti all'uso dei prodotti fitosanitari mostra i risultati positivi già visibili dell'impiego nazionale e comunitario. Le iniziative adottate finora hanno prodotto risultati incoraggianti, ma in generale mancano di organicità e sono ben lontano dal livello di applicazione richiesto per ridurre i rischi connessi ai prodotti fitosanitari. È possibile migliorare gli strumenti esistenti, soprattutto certi aspetti come possibili effetti sinergici o cumulativi dei prodotti fitosanitari, rischi a lungo termine per l'ambiente marino, incentivi per la sostituzione e un effettivo passaggio dall'uso di sostanze attive più pericolose ad alternative più sicure, migliori disposizioni in materia di applicazione e controlli della distribuzione o della vendita dei prodotti fitosanitari, sensibilizzazione degli utilizzatori e prescrizioni tecniche per l'uso delle attrezzature.

La piena attuazione degli strumenti legislativi esistenti in modo coordinato e armonizzato, compreso l'uso dei poteri già conferiti agli Stati membri dalla PAC, potrebbe concorrere significativamente alla diminuzione dei rischi associati all'uso dei prodotti fitosanitari.

Dati i tempi previsti nel Sesto programma di azione per l'ambiente (2002-2011), qualsiasi sviluppo in materia di pesticidi dovrà tener conto delle implicazioni di ogni allargamento della Comunità europea. L'allargamento avrà significative conseguenze per i paesi candidati, che dovranno conformarsi alle politiche in atto al momento dell'adesione. Da ora essi dovranno partecipare al processo mediante consultazioni dirette, in quanto protagonisti interessati dagli aspetti internazionali della strategia tematica.

3.3.6. LEGISLAZIONE ITALIANA IN MATERIA DI PRODOTTI FITOSANITARI:

A livello nazionale la Direttiva comunitaria 91/414/EEC è stata recepita con il Decreto Legislativo del 17 marzo 1995, n.194, che rappresenta la più recente normativa in materia di prodotti fitosanitari.

Secondo tale Decreto, l'immissione in commercio e l'impiego dei prodotti fitosanitari sono soggetti ad autorizzazione e registrazione da parte del Ministero della Sanità, al fine di valutare preliminarmente le loro proprietà per identificare i rischi correlati agli effetti per la salute degli uomini e degli animali nonché dell'ambiente. L'autorizzazione conclude un processo di approfondita valutazione tecnico-scientifica e di decisione, basato su standard qualitativi definiti dall'Unione Europea e finalizzato ad assicurare un elevato livello di protezione della salute e dell'ambiente. Pertanto il decreto stabilisce:

- a) i requisiti per l'ammissibilità al commercio e all'impiego dei prodotti fitosanitari e delle relative sostanze attive;
- b) i requisiti delle documentazioni tecnico-scientifiche necessarie per documentare i prodotti;
- c) i criteri di valutazione e di decisione sulle documentazioni tecnico-scientifiche;
- d) le procedure nazionali di autorizzazione, riesame, ri-registrazione;
- e) i requisiti di classificazione, imballaggi ed etichette;
- f) le modalità per stabilire i limiti massimi di residui degli antiparassitari negli alimenti;
- g) la certificazione di laboratori che effettuano prove sperimentali e degli organismi che effettuano prove in campo;
- h) il controllo ufficiale su commercio ed impiego dei prodotti fitosanitari;
- i) la sorveglianza sanitaria e ambientale;
- l) l'autorizzazione delle sperimentazioni di prodotti fitosanitari non autorizzati;
- m) le sanzioni.

In particolare, l'articolo 4, che regola le condizioni per l'autorizzazione dei prodotti fitosanitari, stabilisce al comma 1, lettera b), che deve essere accertato che il principio attivo "non produce effetti inaccettabili sull'ambiente, in particolare per quanto riguarda il suo destino e la sua distribuzione ambientale, con riferimento particolare alla contaminazione delle acque, comprese quelle potabili e sotterranee, nonché l'impatto sulle specie non bersaglio". Anche per quel che riguarda l'iscrizione (art. 6) delle sostanze attive autorizzate ad essere incorporate nei prodotti fitosanitari (Allegato I) è previsto che questa sia possibile solo se siano soddisfatti tra gli altri requisiti di "assenza di effetti nocivi sulla salute dell'uomo e degli animali e di effetti inaccettabili sull'ambiente, associati all'impiego dei preparati, secondo un'applicazione conforme alle buone pratiche fitosanitarie". Per l'iscrizione, quindi, si deve tenere conto dei seguenti elementi:

- dose giornaliera accettabile per l'uomo;
- livello ammissibile di esposizione dell'operatore;
- stima del destino e della distribuzione nell'ambiente, nonché dell'impatto sulle specie non bersaglio.

Le informazioni necessarie per l'iscrizione nell'elenco delle sostanze utilizzate nei prodotti fitosanitari e per la loro accettazione devono essere raccolte in un dossier tecnico che risponda ai requisiti richiesti negli Allegati II e III della Direttiva 91/414/EEC. In questi sono descritti anche i requisiti per l'esecuzione degli studi e delle prove sperimentali necessari per l'autorizzazione, dopo la caratterizzazione delle sostanze attive e dei prodotti fitosanitari e la definizione dei loro effetti.

Gli studi e le prove prescritti a supporto della richiesta di autorizzazione sono:

- a) identità della sostanza attiva e del prodotto fitosanitario;
- b) proprietà fisiche e chimiche della sostanza attiva e del prodotto fitosanitario;

c) altre informazioni, tra cui: attività, effetti su organismi infestanti, organismi bersaglio e piante protette, meccanismo d'azione, uso previsto, dosi, concentrazione delle sostanze, modalità di applicazione, istruzioni per l'uso, misure di emergenza in caso di incidenti.

d) metodi analitici relativi alla sostanza attiva e al prodotto fitosanitario, e metodi relativi alla determinazione dei residui nei vegetali, nel suolo, nell'acqua, nell'aria, nei liquidi fisiologici e nei tessuti organici;

e) studi tossicologici e sul metabolismo: assorbimento, distribuzione, escrezione e metabolismo della sostanza attiva; tossicità acuta, a breve e a lungo termine, cancerogenesi, effetti sulla riproduzione, neurotossicità, tossicità dei metaboliti;

f) studi sui residui negli alimenti: metabolismo, distribuzione ed espressione nelle piante e nel bestiame, effetti della trasformazione degli alimenti trattati, livelli massimi, intervalli di sicurezza, stima dell'esposizione attraverso la dieta;

g) destino e comportamento ambientale: studio della via e velocità di degradazione, adsorbimento e mobilità nel suolo, stima della concentrazione nelle acque di falda, valutazione della concentrazione nelle acque superficiali, via e velocità di degradazione nelle acque superficiali, adsorbimento sui sedimenti, studio del comportamento nell'aria, dati di monitoraggio;

h) studi ecotossicologici: stima degli effetti per gli uccelli, per gli organismi acquatici (pesci, crostacei, alghe), per le api, per gli altri artropodi utili, per lombrichi e altri macroorganismi non bersaglio del terreno, studi sugli effetti per i microrganismi non bersaglio del terreno e su altri organismi non bersaglio ritenuti a rischio, studi sugli effetti biologici di trattamento delle acque reflue.

La valutazione delle caratteristiche chimico-fisiche, tossicologiche, ecotossicologiche ed ambientali è inoltre finalizzata alla classificazione del pericolo di una sostanza chimica e di un preparato. La classificazione ha lo scopo di individuare i rischi per la salute e per l'ambiente, e valutare di conseguenza il rapporto tra i rischi e i benefici derivanti dall'uso della sostanza.

Successivamente a tale valutazione vengono definite le indicazioni da riportare in etichetta, e la classificazione mediante simboli e frasi descrittive sul pericolo e sugli effetti del prodotto (Federchimica-Agrofarma, 1998)

3.4. LA LEGISLAZIONE E LE POLITICHE IN MATERIA DI TUTELA DELLE ACQUE

A livello comunitario, inizialmente erano state emesse direttive che stabilivano un livello di qualità per le acque a seconda del loro utilizzo (potabilità, balneabilità, compatibilità con la

vita di specie acquatiche, ecc.). Queste direttive fissavano limiti per i parametri chimico-fisici dei corsi d'acqua, basati sul loro uso potenziale.

Tuttavia, si è presto constatato che misure che imponevano obiettivi di qualità basati unicamente su parametri chimico-fisici non offrivano una protezione completa per l'ecosistema acquatico, ma che era necessario considerare la sua qualità ecologica, intesa come "espressione della struttura e della funzione della comunità biologica che tiene in considerazione i naturali fattori geografici, climatici, come pure le condizioni chimiche e fisiche risultanti dalle attività umane. Anche la componente estetica dell'area deve essere presa in considerazione" (Fried, 1991).

E' con la direttiva CEE 78/657 riguardante la "qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci" che è stata presa in considerazione anche la componente biotica del corso d'acqua.

Gli obiettivi di qualità costituiscono un "traguardo" qualitativo, stabilito in seguito ad attente valutazioni scientifiche, che dovrebbe essere raggiunto e mantenuto e sono indicati in maniera da proteggere gli organismi di tutti i comparti (Kalf, 1997).

Gli **obiettivi di qualità per le acque superficiali**, secondo il Scientific Advisory Committee on Toxicology and Ecotoxicology (CSTE, 1994), dovrebbero avere le seguenti caratteristiche:

- devono consentire che tutti gli stadi del ciclo vitale degli organismi acquatici si possano completare
- non devono determinare condizioni tali da causare l'allontanamento di tali organismi da parti degli habitat nei quali essi sarebbero presenti in condizioni naturali
- non devono produrre accumulo di sostanze che potrebbero essere pericolose per il biota (incluso l'uomo) attraverso la catena trofica o per altre vie
- non devono produrre condizioni tali da alterare il funzionamento dell'ecosistema

Con l'emanazione del Decreto legislativo 152/99 (e successive modifiche) e della direttiva quadro sulle acque 2000/60/CE è stato fortemente modificato il quadro legislativo di riferimento per le politiche di tutela e di uso sostenibile delle risorse idriche. Le due norme sono state sviluppate in parallelo e si basano sugli stessi concetti e principi generali per cui si potrebbe affermare che il decreto legislativo nazionale recepisce in anticipo buona parte della direttiva. Scopo delle due norme è istituire un quadro condiviso a livello europeo per l'attuazione di una politica sostenibile a lungo termine di uso e di protezione per tutte le acque interne, per le acque di transizione e per le acque marino costiere. La gestione e i programmi di protezione delle risorse idriche sono riferiti all'unità territoriale costituita dal bacino idrografico o, nel caso della direttiva quadro, dal distretto di bacini nel caso di bacini idrici di modeste dimensioni. In tal senso anche le acque costiere sono inserite nel bacino o distretto che determina le pressioni e gli impatti inquinanti sulle stesse.

Sono definiti gli obiettivi ambientali per ogni tipologia di corpo idrico che costituiscono gli obiettivi dei piani di bacino da conseguire a scadenze prestabilite: tutti i corpi idrici significativi devono raggiungere un buono stato ambientale entro il 2016.

Lo stato di qualità ambientale di ogni corpo idrico è definito sulla base di elementi che tengono conto di tutte le componenti che lo costituiscono e cioè degli 'ecosistemi acquatici e terrestri associati al corpo idrico, l'idromorfologia, lo stato chimico fisico e biologico dell'acqua, dei sedimenti e del biota. Il monitoraggio dello stato ambientale dei corpi idrici è sviluppato sia come strumento per la pianificazione delle risorse sia come modo per verificare l'efficacia delle misure adottate per raggiungere i suddetti obiettivi ambientali. Il monitoraggio deve, in effetti, portare alla classificazione dei corpi idrici in base al loro stato di qualità ambientale e seguire l'evoluzione di questo stato fino al conseguimento di un livello buono di qualità.

L'impostazione dei Piani di bacino e di distretto e dei programmi di misure per conseguire gli obiettivi ambientali tende ad una sempre maggiore integrazione sia a livello nazionale sia comunitario delle politiche ambientali di settore per garantire sul lungo periodo una gestione sostenibile delle risorse idriche e una tutela complessiva degli ecosistemi associati con tutte le tipologie di corpi idrici.

3.4.1. DIRETTIVA 2000/60/CE : LA WATER FRAMEWORK DIRECTIVE

La filosofia permeante la WFD ¹² è stata quella di promuovere lo sviluppo di politiche settoriali in grado di adottare nuove strategie di "governo delle acque" che consentano l'ottenimento di un bilancio sostenibile tra necessità umane (sociali ed economiche), e quelle di tutela della salute e del benessere collettivo derivante dalla conservazione dei sistemi naturali (anche al fine di renderne duratura la possibilità di fruizione da parte delle generazioni future). Si sottende, quindi, che se un ecosistema è in equilibrio, a caduta, tutti gli usi possono essere fattibili (uso potabile, ricreativo, irriguo). L'articolo 1 della direttiva Quadro recita " L'acqua non è un prodotto commerciale al pari degli altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale"; questo concetto, considerato di base alla direttiva, imposta la politica dell'Unione Europea su obiettivi di tutela e salvaguardia e di uso razionale delle risorse.

La direttiva doveva essere recepita entro il 2003 nel nostro ordinamento ma era già di fatto obbligatoria, infatti, nel caso delle direttive non vi sono termini ordinatori ma l'attivazione delle procedure d'infrazione è automatica. In Italia sembra che i termini temporali di attuazione e le scadenze da rispettare previste dalle leggi ambientali abbiano una condizione di semplice

¹² Per favorire l'implementazione della direttiva sono stati redatte delle " Technical Guidance" reperibili al sito http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index_en.html

indirizzo e non un carattere ordinatorio. Una conseguenza immediata, e onerosa in termini di spechi di tempo e di risorse umane è il lungo elenco di procedimenti d'infrazione avviati dalla Commissione UE nei confronti dell'Italia e che di fatto riguardano tutte le principali direttive in materia di risorse idriche e del loro inquinamento a cui seguirà anche la Direttiva Quadro.

La direttiva è nata dall'esigenza di migliorare la qualità ecologica delle acque superficiali all'interno della Comunità tenendo presente che:

- esiste una diversità nella programmazione e nell'esecuzione di misure atte a garantire la protezione ed un utilizzo sostenibile delle acque a scala di bacino idrografico.
- le decisioni dovrebbero essere adottate al livello più vicino possibile ai luoghi di utilizzo effettivo o di degrado delle acque.
- è necessario integrare maggiormente la protezione e la gestione sostenibile delle acque in altre politiche comunitarie come la politica energetica, dei trasporti, la politica agricola, la politica della pesca, la politica regionale e in materia di turismo.

Gli Stati membri dovrebbero cercare di raggiungere almeno l'obiettivo di un buono stato delle acque definendo e attuando le misure necessarie nell'ambito di programmi integrati di misure, nell'osservanza dei vigenti requisiti comunitari. Ove le acque abbiano già raggiunto un buono stato, si dovrebbe mantenere tale situazione. L'obiettivo di ottenere un buono stato delle acque dovrebbe essere perseguito a livello di ciascun bacino idrografico, in modo da coordinare le misure riguardanti le acque superficiali e sotterranee appartenenti al medesimo sistema ecologico, idrologico e idrogeologico.

Ai fini della protezione ambientale, è necessario integrare maggiormente gli aspetti qualitativi e quantitativi delle acque superficiali e sotterranee tenendo conto delle condizioni naturali di scorrimento delle acque nel ciclo idrologico.

È necessario procedere ad analisi delle caratteristiche di un bacino idrografico e dell'impatto delle attività umane nonché all'analisi economica dell'utilizzo idrico. L'evoluzione dello stato delle acque dovrebbe essere sorvegliata dagli Stati membri in modo sistematico e comparabile in tutta la Comunità. Questa informazione è necessaria affinché gli Stati membri dispongano di una base valida per sviluppare programmi di intervento volti al conseguimento degli obiettivi fissati dalla presente direttiva.

Per quanto riguarda la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento, la politica comunitaria dell'acqua dovrebbe ispirarsi ad un approccio combinato che riduca l'inquinamento alla fonte, fissando valori limite per le emissioni e norme di qualità ambientali

Per garantire la partecipazione del pubblico, compresi gli utenti dell'acqua, nel processo di elaborazione ed aggiornamento dei piani di gestione dei bacini idrografici, è necessario fornire informazioni adeguate sulle misure previste e riferire in merito ai progressi della loro

attuazione in modo da coinvolgere il pubblico prima di adottare le decisioni definitive e le misure necessarie

Scopi della direttiva

Scopo della direttiva è istituire un quadro per la protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee che:

- a) impedisca un ulteriore deterioramento, protegga e migliori lo stato degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico;
- b) agevoli un utilizzo idrico sostenibile fondato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili;
- c) miri alla protezione rafforzata e al miglioramento dell'ambiente acquatico, anche attraverso misure specifiche per la graduale riduzione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze prioritarie e l'arresto o la graduale eliminazione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze pericolose prioritarie;
- d) assicuri la graduale riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee e ne impedisca l'aumento,

Per quanto riguarda le acque superficiali, gli aspetti fondamentali sono:

integrazione con altre politiche settoriali: " È necessario integrare maggiormente la protezione e la gestione sostenibile delle acque in altre politiche comunitarie come la politica energetica, dei trasporti, la politica agricola, la politica della pesca, la politica regionale e in materia di turismo. La presente direttiva dovrebbe rappresentare la base per un dialogo continuo e per lo sviluppo di strategie tese ad ottenere una maggiore integrazione tra le varie politiche."

applicazione del principio di sussidiarietà: " Le decisioni dovrebbero essere adottate al livello più vicino possibile ai luoghi di utilizzo effettivo o di degrado delle acque."

diminuzione delle emissioni: "Per quanto riguarda la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento, la politica comunitaria dell'acqua dovrebbe ispirarsi ad un approccio combinato che riduca l'inquinamento alla fonte, fissando valori limite per le emissioni e norme di qualità ambientali"

fissazione di obiettivi di qualità: " raggiungere almeno l'obiettivo di un buono stato delle acque definendo e attuando le misure necessarie nell'ambito di programmi integrati di misure, nell'osservanza dei vigenti requisiti comunitari"

gestione a livello di bacino idrografico "un buono stato delle acque dovrebbe essere perseguito a livello di ciascun bacino idrografico, in modo da coordinare le misure riguardanti

le acque superficiali e sotterranee appartenenti al medesimo sistema ecologico, idrologico e idrogeologico"" procedere ad analisi delle caratteristiche di un bacino idrografico e dell'impatto delle attività umane nonché all'analisi economica dell'utilizzo idrico"

Da tale quadro emerge che l'asse portante della direttiva, improntato a:

- partecipazione allargata
- sussidiarietà nella gestione
- trasversalità e visione sistemica nell'attuazione di misure di protezione
- applicazione del principio "chi inquina paga"

3.4.2. NOMENCLATURA PER LE ACQUE SUPERFICIALI

Si riportano alcune espressioni relative alla WFD che sono state prese come riferimento nel successivo sviluppo della metodologia di stima del rischio:

"stato delle acque superficiali": espressione complessiva dello stato di un corpo idrico superficiale, determinato dal valore più basso del suo stato ecologico e chimico;

"buono stato delle acque superficiali": lo stato raggiunto da un corpo idrico superficiale qualora il suo stato, tanto sotto il profilo ecologico quanto sotto quello chimico, possa essere definito almeno "buono";

"stato ecologico": espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici associati alle acque superficiali, classificato a norma dell'allegato V;

"buono stato ecologico": stato di un corpo idrico superficiale classificato in base all'allegato V;

"buon potenziale ecologico": stato di un corpo idrico artificiale o fortemente modificato, così classificato in base alle disposizioni pertinenti dell'allegato V

"buono stato chimico delle acque superficiali": stato chimico richiesto per conseguire gli obiettivi ambientali per le acque superficiali fissati dall'articolo 4, paragrafo 1, lettera a), ossia lo stato raggiunto da un corpo idrico superficiale nel quale la concentrazione degli inquinanti non supera gli standard di qualità ambientali fissati dall'allegato IX, e in forza dell'articolo 16, paragrafo 7 e di altre normative comunitarie pertinenti che istituiscono standard di qualità ambientale a livello comunitario;

"inquinamento": l'introduzione diretta o indiretta, a seguito di attività umana, di sostanze o di calore nell'aria, nell'acqua o nel terreno, che possono nuocere alla salute umana o alla qualità degli ecosistemi acquatici o degli ecosistemi terrestri che dipendono direttamente da ecosistemi acquatici, perturbando, deturpando o deteriorando i valori ricreativi o altri legittimi usi dell'ambiente;

"obiettivi ambientali": gli obiettivi fissati all'articolo 4;

"standard di qualità ambientale": la concentrazione di un particolare inquinante o gruppo di inquinanti nelle acque, nei sedimenti e nel biota che non deve essere superata, per tutelare la salute umana e l'ambiente;

"approccio combinato": il controllo degli scarichi e delle emissioni nelle acque superficiali secondo l'impostazione di cui all'articolo 10;

3.4.3. ELEMENTI QUALITATIVI PER LA CLASSIFICAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO

Nell'allegato v della WFD vengono forniti gli elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico delle acque superficiali.

Per i fiumi essi sono distinti in:

Elementi biologici

- Composizione e abbondanza della flora acquatica
- Composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici
- Composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica

Elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici

- Regime idrologico
- massa e dinamica del flusso idrico
- connessione con il corpo idrico sotterraneo
- Continuità fluviale
- Condizioni morfologiche
- variazione della profondità e della larghezza del fiume
- struttura e substrato dell'alveo
- struttura della zona ripariale

Elementi chimici e fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici

Elementi generali

- Condizioni termiche
- Condizioni di ossigenazione
- Salinità
- Stato di acidificazione
- Condizioni dei nutrienti
- Inquinanti specifici
- Inquinamento da tutte le sostanze dell'elenco di priorità di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico
- Inquinamento da altre sostanze di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico in quantità significative

3.4.4. DEFINIZIONI NORMATIVE PER LA CLASSIFICAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO

Si riportano di seguito le principali definizioni normative per la classificazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua. (Tab3.1)

Il testo seguente fornisce una definizione generale della qualità ecologica. Ai fini della classificazione i valori degli elementi di qualità dello stato ecologico per ciascuna categoria di acque superficiali sono quelli indicati nelle successive tabelle.

Stato elevato	Stato Buono	Stato sufficiente
<p>Nessuna alterazione antropica, o alterazioni antropiche poco rilevanti, dei valori degli elementi di qualità fisicochimica e idromorfologica del tipo di corpo idrico superficiale rispetto a quelli di norma associati a tale tipo inalterato.</p> <p>I valori degli elementi di qualità biologica del corpo idrico superficiale rispecchiano quelli di norma associati a tale tipo inalterato e non evidenziano nessuna distorsione, o distorsioni poco rilevanti.</p> <p>Si tratta di condizioni e comunità tipiche specifiche.</p>	<p>I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale presentano livelli poco elevati di distorsione dovuti all'attività umana, ma si discostano solo lievemente da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.</p>	<p>I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale si discostano moderatamente da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato. I valori presentano segni moderati di distorsione dovuti all'attività umana e alterazioni significativamente maggiori rispetto alle condizioni dello stato buono.</p>

Tabella 3.1. Definizione generale per fiumi, laghi, acque di transizione e acque costiere

Le acque aventi uno stato inferiore al moderato sono classificate come aventi stato scarso o cattivo.

Le acque che presentano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale e nelle quali le comunità biologiche interessate si discostano sostanzialmente da quelle di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato, sono classificate come aventi stato scarso.

Le acque che presentano gravi alterazioni dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale e nelle quali mancano ampie porzioni di comunità biologiche interessate di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato, sono classificate come aventi stato cattivo.

Si vedano a proposito gli Allegati I e II (Tabelle WFD sullo stato di qualità)

3.4.5. L'IMPLEMENTAZIONE DEI GIS NELLA WFD

Esistono specifici documenti tecnici¹³ che prevedono di integrare i GIS come strumenti per un effettiva implementazione della gestione a scala di bacino delle acque. In particolare tali Technical Guidances prevedono di :

- fornire elementi univoci per la definizione di criteri di qualità dei dati geografici, in termini di completezza del dato e sua consistenza e accuratezza
- indicare i principali sistemi di riferimento per garantire omogeneità nella produzione cartografica derivata
- indicare uno standard comune (ISO 19115) quale riferimento per i Metadati
- fornire supporto per analisi su base geografica, partendo dal livello “ macro” rappresentato dalle Ecoregioni¹⁴

3.4.6. LA LEGISLAZIONE ITALIANA A TUTELA DELLE ACQUE SUPERFICIALI.

A livello nazionale l'interesse da parte degli organi legislativi per la tutela della qualità delle acque superficiali si è concretizzato con la legge del 10 maggio 1976, n. 319, comunemente definita "Legge Merli". Questa legge si fondava principalmente sulla regolamentazione delle concentrazioni di sostanze chimiche presenti negli scarichi industriali e civili. I valori di concentrazione per determinati parametri, contenuti nelle tabelle allegate alla legge, costituivano i limiti di accettabilità cui attenersi. La legge Merli non considerava alcuni aspetti fondamentali per garantire la tutela della qualità delle acque, quali il carico complessivo dello scarico e la qualità del corpo idrico ricevente; inoltre essa disciplinava solo le sorgenti d'inquinamento puntuali, e non prendeva in considerazione l'inquinamento diffuso determinato, per esempio, dall'agricoltura. In ogni caso, nonostante i suoi limiti, la legge Merli ha avuto il merito di introdurre una "cultura del controllo" che ha consentito di verificare numerosissime situazioni, di avviare operazioni di disinquinamento di laghi e altri corpi idrici, di dotare di sistemi depurativi molti comuni e siti industriali.

Con il Decreto Legislativo 25 gennaio 1992, n. 130, recepimento della Direttiva CEE 78/657, si impone anche in Italia un programma di monitoraggio che non tiene conto solamente dei parametri chimico-fisici e microbiologici, ma prende in considerazione anche la componente biotica dei corsi d'acqua con l'applicazione degli indici biotici.

¹³ Tali documenti fanno parte della cosiddetta “ Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)” . In particolare la Guida per l' implementazione dei Gis è la 9 [Guidance document n. 9 - Implementing the Geographical Information System Elements (GIS) of the Water Framework Directive]

¹⁴ Si veda l' Allegato II Ecoregioni

Le numerose normative nazionali e comunitarie riguardanti la qualità delle acque convergono nel Decreto Legislativo dell'11 maggio 1999, n. 152, riguardante: "Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole" e nel Decreto Legislativo del 18 agosto 2000, n.258, ovvero le disposizioni correttive e integrative del decreto precedente.

Tale legislazione prevede un nuovo approccio che non solo garantisca la tutela della qualità dell'acqua da un punto di vista chimico-fisico e da un punto di vista della tutela delle comunità biotiche presenti nei corpi idrici nazionali, ma che sia soprattutto basato sul rispetto dei criteri di qualità ambientale. Più specificamente, il Decreto Legislativo persegue i seguenti obiettivi:

- a) prevenire e ridurre l'inquinamento e attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati;
- b) conseguire il miglioramento dello stato delle acque ed adeguate protezioni di quelle destinate a particolari usi;
- c) perseguire usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche, con priorità per quelle potabili;
- d) mantenere la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate (art. 1, comma 1).

Il raggiungimento degli obiettivi indicati al comma 1 si realizza attraverso i seguenti strumenti:

- a) l'individuazione di obiettivi di qualità ambientale e per specifica destinazione dei corpi idrici;
- b) la tutela integrata degli aspetti qualitativi e quantitativi nell'ambito di ciascun bacino idrografico ed un adeguato sistema di controlli e sanzioni;
- c) il rispetto dei valori limite agli scarichi fissati dallo Stato, nonché la definizione di valori limite in relazione agli obiettivi di qualità del corpo recettore;
- e) l'individuazione di misure per la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento nelle zone vulnerabili e nelle aree sensibili" (art. 1, comma 2).

Il decreto si ispira ai nuovi principi comunitari in tema di protezione delle acque dall'inquinamento: fondamentale è il concetto della tutela integrata degli aspetti qualitativi e quantitativi dell'ambiente idrico, da attuarsi attraverso la definizione dei valori limite di emissione in relazione agli obiettivi di qualità ambientale.

Per garantire tale protezione, il decreto "individua gli obiettivi minimi di qualità ambientale per i corpi idrici significativi e gli obiettivi di qualità per specifica destinazione da garantirsi su tutto il territorio nazionale" (art.4, comma 1):

"l'obiettivo di qualità ambientale" è definito in funzione della capacità naturale dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di supportare comunità animali e

vegetali ampie e ben diversificate" (art.4, comma 2). A questo scopo l'obiettivo di qualità ambientale è definito sulla base dello stato ecologico e chimico del corpo idrico: il primo identificato tramite l'utilizzo di indici biotici; il secondo definito in base alla presenza di microinquinanti, cioè di sostanze chimiche pericolose; [Il significato di stato è qui espressione dell'allontanamento dalla condizione naturale e dovrebbe evidenziare il discostamento da una situazione naturale nella quale a valori chimico-fisici e biotici incontaminati corrisponde una determinata comunità biologica di riferimento (Unichim, 1999)

"l'obiettivo di qualità per specifica destinazione" individua lo stato dei corpi idrici idoneo a una particolare utilizzazione da parte dell'uomo, alla vita dei pesci e dei molluschi" (art.4, comma 3).

Ai fini del presente lavoro merita attenzione la parte di decreto relativa alle "acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci". Ricadono in questa categoria i corsi d'acqua che attraversano il territorio di parchi nazionali e riserve naturali dello Stato, nonché di parchi e riserve naturali regionali, e quei corsi d'acqua che presentino un rilevante interesse scientifico, naturalistico, ambientale e produttivo in quanto costituenti habitat di specie animali o vegetali rare o in via di estinzione.

Per tutti i corpi idrici si individua un traguardo temporale per il raggiungimento dell'obiettivo ambientale, l'anno 2016 (Ministero dell'Ambiente, 1998).

PARTE SECONDA

METODOLOGIA INTEGRATA PER LA STIMA DEL RISCHIO ASSOCIATO ALL'USO DEI PRODOTTI FITOSANITARI

4. INTRODUZIONE ALLA METODOLOGIA INTEGRATA

Nel presente lavoro di tesi si è messa a punto una metodologia integrata per la determinazione, attraverso indici di rischio, della stima del rischio sito-specifica associata all'uso dei prodotti fitosanitari, considerando il sistema ambientale potenzialmente esposto, e la sua qualità reale.

La metodologia prevede di analizzare il sistema ambientale considerando la stima del rischio per ecosistemi acquatici, terrestri epigei ed ipogei, considerando diverse scale di analisi, di elaborazione e di valutazione.

La metodologia sviluppata segue concettualmente lo schema riportato in figura 4.1

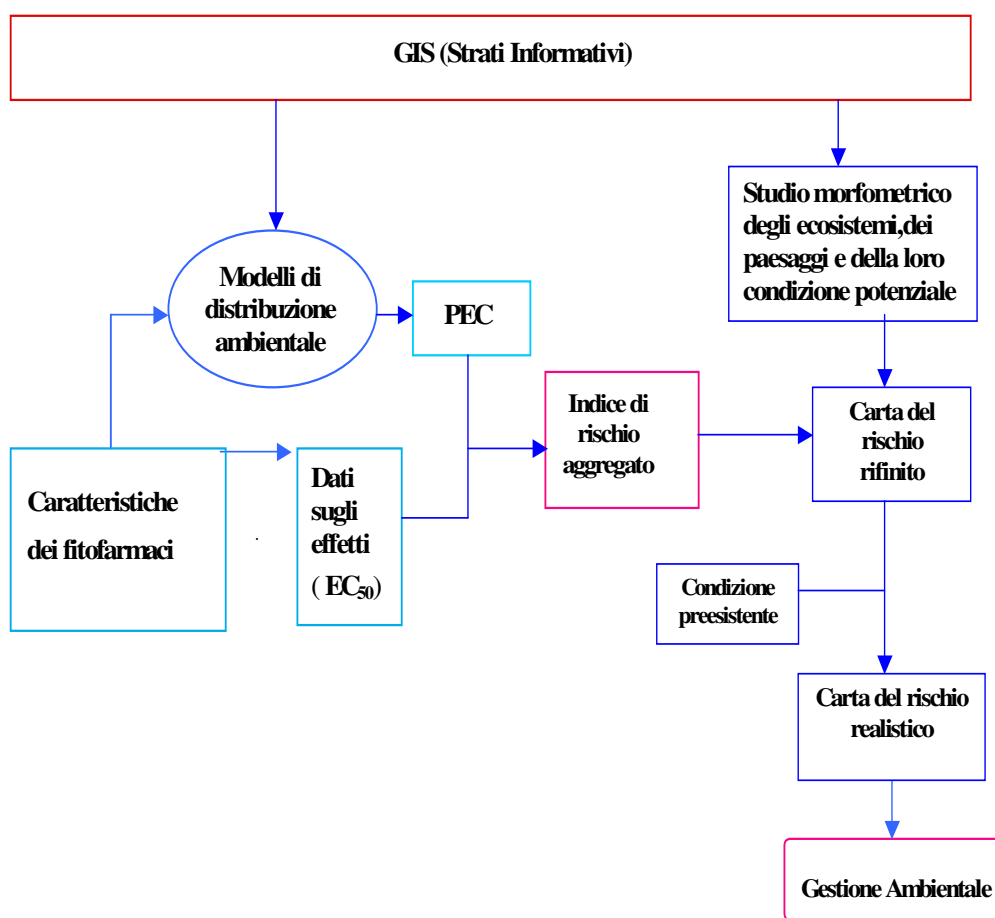


Fig.4

.1. Schema della metodologia integrata

Le informazioni relative al territorio e all' interazione tra ambiente e sostanze in esame sono gestite attraverso software GIS, così come le stime delle concentrazioni ambientali di principio attivo e dell' esposizione che richiedono l' impiego di modelli di distribuzione

ambientale a parametri distribuiti. I GIS offrono un adeguato supporto informatico per la gestione di una notevole mole di dati in quanto permettono di lavorare attraverso dei tematismi, cioè degli strati informativi che associano ad ogni elemento territoriale delle caratteristiche o degli attributi. Gli strati informativi o *layers*, che derivano dalla gestione e dall'elaborazione delle informazioni territoriali a disposizione, possono essere sovrapposti in modo da avere come risultato che ogni porzione di territorio considerata sia caratterizzata da tutti gli attributi provenienti dai vari tematismi.

L'approccio alla stima del rischio sito-specifica può essere schematizzato nelle seguenti fasi:

1. *Definizione del problema*
2. *Costruzione del modello concettuale per la stima delle vie di esposizione e degli ecosistemi potenzialmente esposti*
3. *Analisi delle esigenze modellistiche, ricerca di modellistica esistente e /o eventuale definizione di nuovi modelli*
4. *Caratterizzazione territoriale e scelta della scala di risoluzione dell'elaborazione*
5. *Creazione di database territoriali con dati georeferenziati e non georeferenziati come dati di ingresso per i modelli.*
6. *Stima dell'esposizione per ecosistemi acquatici, terrestri epigei ed ipogei con l'utilizzo di modelli di previsione delle distribuzioni ambientali specifici per la tipologia di sistema analizzato: sistema acquatico, sistema della biosfera terrestre, sistema suolo. Alla stima dell'esposizione si associa la sua eventuale validazione sperimentale.*
7. *Stima degli effetti con approccio deterministico e/o probabilistico*
8. *Stima del pericolo potenziale*
9. *Caratterizzazione ecologica e/ paesaggistica basata su un'analisi qualitativa degli ecosistemi esposti (in termini di vocazionalità faunistica, qualità potenziale, qualità esistente)*

10. Caratterizzazione del rischio realistico

11. Validazione sperimentale dei risultati

12. Sviluppo di in indicatori agroambientali

Il progetto di dottorato ha previsto di analizzare i risultati di queste fasi, sviluppate singolarmente anche nel contesto di altri progetti, per pervenire ad una valutazione:

- dell' applicabilità di un sistema integrato
- delle lacune conoscitive/informative per il realismo dei risultati
- dell' integrabilità, nella stima del rischio, di approcci derivanti da altre discipline

Le elaborazioni che verranno esposte in seguito si riferiscono a diversi scenari, a scale di risoluzione differenti e hanno previsto la sperimentazione di approcci tali da favorire l' emergere delle potenzialità e delle criticità di una stima del rischio sito-specifica.

5. I PASSAGGI METODOLOGICI NELLA STIMA DEL RISCHIO

Prima di enucleare le modalità con cui si attua la stima del rischio per ecosistemi acquatici e terrestri epigei ed ipogei (Capitoli 7, 8 e 9) si intendono approfondire i passaggi metodologici proposti

5.1. DEFINIZIONE DEL PROBLEMA

Per definizione del problema si intende l' individuazione degli aspetti scientifici e gestionali che richiedono un supporto ed una integrazione conoscitiva per poter essere opportunamente risolti. A questo scopo è stata svolta un' analisi delle criticità connesse alla compatibilità ambientale dei prodotti fitosanitari in relazione sia ad aspetti abiotici, biotici e territoriali nonché alle esigenze sociali , economiche e regolamentative.

5.1.1. I PRODOTTI FITOSANITARI

Il termine "pesticidi" è una denominazione generica, che comprende tutte le sostanze o prodotti destinati ad eliminare gli organismi nocivi. Fra i pesticidi, occorre distinguere tra:

- i prodotti fitosanitari. Si tratta di sostanze attive e di preparati contenenti una o più sostanze attive utilizzati per proteggere le piante e i prodotti vegetali dagli organismi nocivi o per prevenire l'azione di questi ultimi. I PPP(sigle dei prodotti fitosanitari) sono usati, in particolare, nel settore agricolo;
- i biocidi. Si tratta di sostanze attive e di preparati contenenti una o più sostanze attive utilizzati nei settori non agricoli, per esempio in applicazioni quali la conservazione del legno, la disinfezione e taluni usi domestici.

La decisione del Parlamento europeo e del Consiglio che adotta il 6 PAA indica chiaramente che, sebbene vi si utilizzi il termine "pesticidi", essa si riferisce di fatto ai PPP. Il presente lavoro s'incentra sull'uso dei PPP.

5.1.2. USO DEI FITOSANITARI (PPP)

Per inquadrare la dimensione della problematica relativa ai PPP si riportano alcune statistiche a livello europeo connesse al loro utilizzo.

Quantità.

Il settore agricolo è di gran lunga il maggior consumatore di PPP. Con circa 320.000 tonnellate annue di sostanze attive vendute, l'Unione europea (UE) rappresenta oggi un quarto del mercato mondiale. I principali tipi di prodotti sono i fungicidi (43% circa del mercato), seguiti da erbicidi (36%), insetticidi (12%) e altri pesticidi (9%). L'industria europea dei PPP è un importante datore di lavoro in Europa (circa 35 000 persone).

Vantaggi.

L'uso dei PPP presenta notevoli vantaggi economici. Gli agricoltori li usano per migliorare o mantenere i rendimenti eliminando o riducendo la competizione con le erbacce e gli attacchi di parassiti e per limitare l'impiego di manodopera. I PPP hanno anche un ruolo essenziale nel garantire ogni anno un approvvigionamento costante di prodotti agricoli a prezzi modici, accessibili a tutti i consumatori. L'applicazione dei PPP contribuisce anche a ridurre la domanda di terreni adibiti a colture alimentari, liberando superfici da destinare ad altri usi, quali ricreazione, parchi naturali e tutela della biodiversità. Tuttavia, non esistono dati validi per tutta l'UE che consentano di valutare questi vantaggi.

Rischi e costi connessi con l'uso.

I pesticidi sono prodotti chimici che necessitano di un'attenzione particolare, poiché le loro proprietà intrinseche li rendono pericolosi per la salute e per l'ambiente.

I rischi per la salute umana e animale derivano dall'elevata tossicità di taluni PPP. Essi possono insorgere in seguito all'esposizione diretta (operai industriali addetti alla produzione dei pesticidi e operatori addetti all'applicazione sulle colture) o indiretta (consumatori e persone presenti in loco). Gli effetti cronici dell'esposizione ai PPP che possono compromettere la salute delle popolazioni esposte sono, in particolare, quelli legati al bioaccumulo e alla persistenza delle sostanze, ai loro effetti irreversibili quali cancerogenicità, mutagenesi e genotossicità e ai loro effetti negativi sul sistema immunitario o endocrino dei mammiferi, dei pesci e degli uccelli.

Per quanto riguarda i rischi per l'ambiente, la deriva di nebulizzazione, la lisciviazione e lo scolo sono fonti diffuse di propagazione incontrollata di PPP nell'ambiente, che comportano un inquinamento dei suoli e delle acque. L'uso dei PPP può anche avere effetti indiretti sugli ecosistemi, come per esempio l'impoverimento della biodiversità. In pratica, è estremamente difficile quantificare gli effetti indesiderabili reali dell'uso dei pesticidi e di conseguenza non è possibile stimare i costi globali dell'uso dei pesticidi nell'UE.

5.1.3. CARATTERISTICHE GENERALI

Nell' ambito dell' opera di lotta alle infestanti dagli anni ' 50 si è sviluppato l' utilizzo estensivo di mezzi di lotta chimica. Con il termine prodotti fitosanitari si intendono prodotti di sintesi, tossici per un certo numero di organismi vegetali e animali, deliberatamente immessi dall' uomo per controllare lo sviluppo degli agenti infestanti.

I fitofarmaci presentano un' elevata tossicità intrinseca, che si esplica nell' azione verso specifici organismi bersaglio (target) per i quali sono stati sintetizzati; tuttavia spesso essi non sono sufficientemente selettivi, per cui risultano tossici anche per altri organismi, incluso l' uomo.

Secondo il decreto legislativo 17 marzo 1995, n.194 il termine " prodotti fitosanitari" viene utilizzato per identificare "le sostanze attive ed i preparati contenenti una o più sostanze attive, presentate nella forma in cui sono fornite all'utilizzatore e destinati a:

1. proteggere i vegetali o i prodotti vegetali da tutti gli organismi nocivi, o a prevenirne gli effetti;
2. favorire o regolare i processi vitali dei vegetali, con esclusione dei fertilizzanti;
3. conservare i prodotti vegetali, ad esclusione dei conservanti disciplinati da particolari disposizioni;
4. eliminare le piante indesiderate;
5. eliminare parti di vegetali, frenare o evitare un loro indesiderato accrescimento."

In Italia è sempre stato utilizzato il termine di fitofarmaci, o quello di antiparassitari, con significato estensivo che comprende, oltre ai composti utilizzati contro i parassiti, anche quelli con funzione diversa (Lazzati et al., 1996).

I prodotti fitosanitari possono essere suddivisi in più classi funzionali, in funzione degli organismi target cui sono rivolti o del loro effetto prevalente (WHO, 1990; WHO/IPCS/94.2, Hayes e Laws, 1991):

- Insetticidi;
- Acaricidi;
- Anticrittogamici o Fungicidi;
- Erbicidi;
- Regolatori della crescita delle piante;
- Rodenticidi, Molluschicidi, Nematocidi.

Di seguito sono riportate le caratteristiche delle classi di fitofarmaci più estesamente impiegati nella lotta chimica contro gli agenti infestanti.

Gli insetticidi

Gli insetticidi sono preposti alla lotta contro gli insetti fitofagi o veicolari d'infezioni.

Possono essere distinti in funzione delle loro proprietà chimiche nei seguenti gruppi:

- inorganici;
- estratti vegetali;
- organici (oli idrocarburi, organoclorurati, organofosforici sistemici e non sistemici, carbammati sistemici e non sistemici);
- piretroidi sintetici;
- biocidi.

Dal punto di vista della contaminazione ambientale gli insetticidi più rilevanti sono:

Gli **organofosforici**, il cui meccanismo d'azione consiste nell'inibizione dell'enzima acetilcolinesterasi. La loro azione è molto selettiva per gli insetti a causa di specifici meccanismi di assorbimento e di trasporto che si attuano in questi organismi. In genere sono poco idrosolubili ma facilmente liposolubili, e non sono particolarmente resistenti ai processi idrolitici. La loro persistenza ambientale è estremamente variabile da composto a composto, ma è generalmente bassa. Inoltre, presentano elevata tossicità nei confronti degli organismi acquatici.

I **carbammati**, Come gli organofosforici agiscono inibendo l'acetilcolinesterasi, ma hanno una attività intrinseca meno incisiva derivando dall'acido carbammico. Presentano una bassa solubilità e persistenza in acqua, una scarsa possibilità di bioaccumulo e una moderata tossicità per gli organismi acquatici.

Gli **organoclorurati**, Agiscono potenziando gli effetti centrali dell'acetilcolina, principalmente interferendo con la pompa $\text{Na}^+\text{-K}^+$ della membrana cellulare e sul meccanismo di trasporto del Ca^{2+} . Sono idrocarburi clorurati, presentano un'elevata persistenza ambientale (la vita media di un clorurato supera in molti casi l'anno) e sono caratterizzati da una forte stabilità chimica e da un'alta lipofilia che ne determina un facile biaccumulo sia nel terreno sia negli organismi. Per queste loro caratteristiche di persistenza ed alta bioaccumulabilità, il loro uso è stato strettamente regolamentato o totalmente vietato, nei paesi più evoluti.

Gli acaricidi

Gli acaricidi sono prodotti idonei alla lotta contro gli acari (in generale anche gli insetticidi risultano attivi contro gli acari). Acaricidi specifici sono: gli organoclorurati, gli organostannici, i dinitrocomposti e i solfoorganici.

Gli anticrittogamici o fungicidi

Gli anticrittogamici o fungicidi sono prodotti impiegati contro i funghi che provocano malattie nelle piante. Possono essere distinti in base alle loro caratteristiche chimiche nei seguenti gruppi:

- inorganici;
- organici (ditiocarbammati, ftalimmidi, dinitrocomposti, organostannici, benzimidazolici, morfoline, fenilammidi, fenilimmidi, pirimidine, triazoli).

In generale, per gli anticrittogamici, la persistenza ambientale e la tossicità variano secondo il composto considerato. I più utilizzati sono i *ditiocarbammati* (DTC), derivanti dall'acido tiocarbammico. Questi sono poco solubili in acqua e si decompongono rapidamente; risultano non tossici per gli uccelli e le api, ma molto tossici per i pesci e gli invertebrati acquatici.

Gli erbicidi o diserbanti

Gli erbicidi sono prodotti che agiscono direttamente sulla pianta dalle prime fasi di sviluppo epigeo in poi. Il loro impiego è particolarmente diffuso per l'eliminazione delle erbe infestanti dagli argini di risaie, dai fossi, dai canali, ed in generale dai terreni agricoli ove le piante coltivate sarebbero ostacolate nello sviluppo a causa della competizione con quelle infestanti. Dal punto di vista economico possono essere considerati i mezzi di lotta chimica più diffusi (46% del mercato mondiale) (Vercesi, 1995). Il meccanismo d'azione si basa principalmente sull'interferenza con vari processi metabolici specifici delle piante, per cui in genere sono meno tossici per gli animali. Le principali classi chimiche sono:

- inorganici;
- fenossi acidi;
- fenoli;
- derivati dell'ammonio quaternario;
- carbammati;
- derivati dell'urea;
- triazine;
- derivati dell'anilina;
- derivati dell'acido carbossilico.

Il maggior impatto per l'ambiente deriva dai composti organici.

- **fenossi acidi:** derivati dall'acido fenossiacetico, sono prodotti che mimano il comportamento del fitormone auxina (di conseguenza provocano degli scompensi ormonali). Si legano facilmente ai costituenti del suolo in funzione della sua alcalinità, ma essendo in generale velocemente degradati, sono caratterizzati da una scarsa persistenza ambientale.
- **fenoli:** sono derivati del dinitrofenolo che agiscono disaccoppiando la fosforilazione ossidativa nella catena respiratoria mitocondriale.
- **derivati dell'ammonio quaternario:** sono facilmente solubili in acqua, dove si trovano in forma dissociata. La forma cationica è facilmente adsorbibile dalle argille; la parte adsorbita è resistente alla degradazione dei microrganismi e alla decomposizione minerale. La migrazione nell'ambiente avviene solo per trasporto dei sedimenti.
- **carbammati:** sono aril-carbammati. Sono sostanze molto solubili, ma in grado di legarsi, mediante dei ponti idrogeno, ai gruppi COOH degli acidi presenti nella frazione organica del suolo e ai gruppi nitrato. Sono facilmente degradabili.
- **derivati dell'urea:** sono moderatamente solubili, possono essere dilavati abbastanza facilmente. Vaporizzano poco, ma sono rapidamente biodegradabili per dealchilazione, ossidazione e idrolisi.
- **triazine:** sono basi deboli che si dissolvono facilmente in acque acide. Nel suolo possono essere adsorbite sia dalla frazione organica sia dalle argille; il loro legame sarà più o meno stabile secondo il pH. Hanno persistenza piuttosto elevata, soprattutto in acqua.
- **derivati dell'anilina:** sono erbicidi poco mobili nell'ambiente e sono molto facilmente degradati.
- **derivati dell'acido carbossilico:** sono composti facilmente solubili in acqua, poco tossici per l'ambiente perché facilmente degradabili.

Secondo le caratteristiche del principio attivo e degli usi al qual è destinato i prodotti si possono preparare con diversi procedimenti industriali mediate i quali si ottengono vari tipi di formulazioni: per trattamenti a secco, liquidi o gassosi.

Formulazioni per trattamenti a secco:

- senza vettore
- con vettore in polvere secca
- granulari e microgranulari
- Formulazioni per trattamenti liquidi:
- concentrati solubili
- polveri solubili
- granuli solubili
- polveri bagnabili

- concentrati emulsionabili
- emulsioni
- paste fluide o sospensioni concentrate (flowable)
- microcapsule, sospensioni microincapsulate
- granulati idrodispersibili
- suspo-emulsioni
- microemulsioni
- compresse effervescenti
- gel

Formulazioni per trattamenti gassosi

- liquide
- solide (compresse)

Il tipo di formulazione riveste un ruolo importante nella determinazione delle vie di dispersione del principio attivo che si vedranno in seguito.

5.1.4. LE TIPOLOGIE DI TRATTAMENTO CON FITOFARMACI

Il problema delle erbe infestanti è stato determinante in tutta la storia della agricoltura, ed è solo nell' ultimo secolo che le tradizionali lavorazioni del terreno per ridurre le malerbe, come la sarchiatura, sono state affiancate o sostituite con interventi che utilizzano sostanze chimiche di sintesi. La notevole quantità di prodotti in commercio e le loro formulazioni, nonché il periodo in cui va effettuato il trattamento dipendono dal tipo di coltura e di infestante attesa.

In linea generale alcuni principi fondamentali vanno considerati per impiegare razionalmente i numerosi erbicidi a disposizione:

- la scelta del prodotto deve essere effettuata in base al tipo di infestazione attesa o presente al momento del trattamento
- il prodotto deve essere scelto in modo che non interferisca con l' avvicendamento colturale, ovvero deve essere dotato di specifiche caratteristiche di persistenza e degradazione
- la tecnica di distribuzione deve essere accuratamente scelta in modo che il trattamento sia efficace (scelta del momento di applicazione, dei volumi, delle attrezzature irroranti)

I diserbanti possono essere distribuiti in epoche differenti rispetto al ciclo delle colture: in pre-semina, in pre-emergenza, in post-emergenza

Pre-semina: in assenza della coltura si possono utilizzare sia erbicidi ad azione totale per il controllo delle infestazioni sui letti di semina, sia principi attivi selettivi, ad azione anti germinello attivi per assorbimento radicale.

Pre-emergenza: i trattamenti di pre-emergenza vengono effettuati dopo la semina e prima che la coltura sia emersa dal terreno utilizzando prodotti attivi come anti germinello o per assorbimento radicale. L'efficacia di questo intervento è legata alla possibilità che i principi attivi distribuiti vengano attivati in tempi brevi a seguito di precipitazioni meteoriche o per mezzo di irrigazioni. Pur presentando dei limiti, questa tecnica è la principale per diverse colture e si sono sviluppate tecniche di distribuzione più economiche e più compatibili con l'ambiente. Contemporaneamente alle operazioni di semina si può effettuare la localizzazione degli erbicidi su di una banda di 25-30 cm di larghezza, che consente di ridurre dal 40 al 60 % il quantitativo dei principi attivi distribuiti.

Dal punto di vista tecnico la scelta del trattamento in pre-emergenza dipende, per quanto riguarda la scelta dell'erbicida e della dose, dalla tessitura del terreno e dal tipo di flora attesa mentre per quanto riguarda la modalità di distribuzione, essa dipende essenzialmente dal sesto di impianto adottato (esso determina la possibilità o meno di intervenire nelle interfila).

Post-emergenza: sono trattamenti che si realizzano in presenza della coltura, utilizzando prodotti ad assorbimento fogliare (per contatto o sistemici) o ad azione residuale. Tale trattamento è preposto al controllo delle infestanti già emerse, anche se in alcuni casi può significativamente contenere lo sviluppo di infestanti che potrebbero emergere successivamente.

La tecnica presenta numerosi vantaggi:

- ottimizzazione della scelta dell'erbicida in relazione alla flora infestante presente al momento del trattamento.
- riduzione delle dosi e del numero dei trattamenti, intervenendo su infestanti nei primissimi stadi di sviluppo
- minor impatto ambientale grazie all'uso di specifiche miscele, e di prodotti caratterizzati da una minore persistenza nel terreno

Un discorso simile può essere effettuato anche per i trattamenti insetticidi che possono essere applicati in pre-emergenza come geodisinfestanti generici, e in post-emergenza come trattamenti specifici contro un organismo particolare.

5.1.5. PARAMETRI DI BASE PER LA CARATTERIZZAZIONE DEI PRODOTTI FITOSANITARI IN RELAZIONE AL LORO IMPATTO AMBIENTALE: LE PROPRIETÀ CHIMICO- FISICHE

Le proprietà chimico-fisiche di una sostanza devono necessariamente essere valutate preliminarmente per elaborare delle previsioni sul suo comportamento nell' ambiente, successivo all' immissione, e sulle possibili interazioni con gli elementi dell' ecosistema.

La distribuzione e ripartizione nei differenti comparti ambientali, e l'esplicazione di un eventuale effetto tossico per l'ambiente e per l'uomo sono legate ad una serie di parametri; i più rilevanti sono:

- **Persistenza** intesa come il tempo di “ residenza” della stessa in un determinato comparto (aria, acqua, suolo, etc) indipendentemente da come la sostanza venga poi rimossa dal comparto stesso (degradazione, trasporto di massa, assorbimento).
- **Degradazione** che rappresenta la via di rimozione di un composto dall' ambiente, in quanto per processi di volatilizzazione o lisciviazione si ha solamente il trasferimento della sostanza da un comparto all' altro. Per eliminazione dall' ambiente si intende la trasformazione di una sostanza chimica in composti più semplici che rientrano nei cicli biogeochimici della materia.
- **Volatilità**
- **Solubilità**
- **I coefficienti di ripartizione:**
 - Il **coefficiente di ripartizione n-ottanolo/acqua** (K_{ow}): Il coefficiente di ripartizione n-ottanolo/acqua è un indice della lipofilia di una sostanza. Il K_{ow} per una sostanza X è definito come il rapporto che si ottiene, ad una data temperatura, tra la concentrazione raggiunta dalla sostanza nella fase ottanolo e quella in acqua all'equilibrio: $K_{ow} = [X]_{ott} / [X]_{acq}$
 - Il **coefficiente di ripartizione carbonio organico/acqua** (K_{oc}): che fornisce una misura dell'affinità di una molecola apolare per il suolo, i sedimenti ed i solidi sospesi in una soluzione acquosa
 - La **costante di Henry (H)** ed il **coefficiente di ripartizione aria/acqua** (K_{aw}) che indica l'equilibrio di ripartizione fra aria e acqua e può essere calcolata come rapporto tra la tensione di vapore di una molecola e la sua solubilità in acqua:
 - Il **coefficiente di ripartizione ottanolo/aria** (K_{oa}) definito come il rapporto tra le concentrazioni raggiunte da una sostanza organica all'equilibrio tra l'ottanolo e l'aria, rappresenta il descrittore chiave per la simulazione e la comprensione dei processi di partizione di un composto tra le foglie e l'aria che avvengono in natura.

- **Adsorbimento** inteso quel processo di interazione superficiale che si instaura tra il sorbito e lo strato superficiale del sorbente, che porta alla formazione di legami deboli basati su attrazioni elettrostatiche. sequestrata, ma in seguito può migrare da quel comparto verso un altro. Il parametro utilizzato per valutare l' adsorbimento è il coefficiente di ripartizione carbonio organico/acqua (Koc).

5.1.6. I FATTORI DI BIOACCUMULO, BIOCONCENTRAZIONE, BIOMAGNIFICAZIONE.

Tramite processi di arricchimento, le sostanze possono esplicare effetti tossici negli organismi che si trovano ai vertici della catena trofica (pesci, uccelli, uomo), senza che le concentrazioni rilevabili in quel comparto siano direttamente correlabili.

Per **bioconcentrazione** si intendono i fenomeni di arricchimento attraverso le stesse superfici che consentono gli scambi dei gas respiratori; per **bioaccumulo** quelli che avvengono per mezzo di tutte le possibili vie di scambio (contatto, ingestione, oltre che per respirazione); per **biomagnificazione** quelli per cui si osservano livelli di arricchimento crescenti passando dalla preda al predatore, in altre parole lungo le catene trofiche.

Mentre i processi di bioaccumulo e di biomagnificazione sono più complicati da prevedere, per la bioconcentrazione esistono da tempo degli strumenti predittivi. Il fattore di bioconcentrazione (BCF) può essere calcolato attraverso il Kow nei casi in cui si ha a che fare con sostanze organiche che si concentrano attraverso meccanismi di diffusione passiva nei sistemi acquatici. Per il pesce, il fattore di bioconcentrazione pesce/acqua (BCF_{f/w}) può essere calcolato come segue:

$$\text{BCF}_{f/w} = L \text{ Kow}$$

dove L rappresenta la frazione lipidica.

Analogamente, nei sistemi terrestri un fattore di bioconcentrazione foglia/aria per microinquinanti in fase di vapore (BCF_{l/a}), si ricava come segue:

$$\text{BCF}_{l/a} = L \text{ Kow} / \text{Kaw} = L \text{ Koa}$$

I fattori di bioconcentrazione possono indicare se le sostanze sono più o meno suscettibili di un elevato arricchimento nelle matrici biologiche, con tutte le implicazioni che da ciò possono derivare.

5.2. COSTRUZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE

La costruzione del modello concettuale è funzionale alla stima delle vie di esposizione e degli ecosistemi potenzialmente esposti alla contaminazione.

La stesura di un modello concettuale consiste nella comprensione e modellazione del sistema che si intende simulare nei suoi aspetti biotici e abiotici; questa fase è particolarmente importante in quanto definirà il comportamento delle sostanze esaminate e sarà funzionale all'individuazione dei diversi flussi di informazioni che attraverseranno i modelli

Da tali considerazioni emerge che un ruolo chiave è insito nella fase di stesura del modello concettuale (Fig 5.1), nel quale si individuano principalmente:

- le vie di esposizione
- i possibili elementi abiotici in grado di influenzare l'entità del rischio.
- i possibili bersagli biotici
- i possibili elementi di mitigazione

Le vie di esposizione quantitativamente più rilevanti per i comparti ambientali nelle vicinanze di un'area trattata sono (Beinat, Van den Berg, 1996):

- 1- **applicazione diretta** di un antiparassitario su un terreno sotto forma di spray, granuli o semi trattati;
- 2- **deriva** (drift) verso ecosistemi adiacenti durante l'applicazione dell'antiparassitario;
- 3- **ruscellamento** (runoff) da un'area trattata durante eventi piovosi consistenti;
- 4- **percolamento** (leaching) del prodotto verso la falda acquifera attraverso l'acqua di infiltrazione;
- 5- **drenaggio** dell'eccesso di acqua del terreno tramite dreni all'interno del campo.
- 6- **ingestione indiretta** attraverso cibo contaminato e diretta per ingestione di granuli di prodotto fitosanitario

La **volatilizzazione** con conseguente deposizione, è quantitativamente meno importante per l'esposizione di aree non bersaglio vicine ai luoghi di applicazione; è, invece, il percorso più importante per la contaminazione di aree distanti da luoghi di utilizzo degli antiparassitari (Beinat., Van de Berg, 1996).

La via di dispersione di un fitofarmaco dipende, oltre che dalle sue caratteristiche chimico-fisiche, anche dalla modalità di applicazione e dalle condizioni climatiche presenti durante i periodi in cui sono effettuati i trattamenti. In particolari condizioni atmosferiche sono, infatti, favoriti i processi di dispersione nell'ambiente. Condizioni di forte vento, ad esempio, favoriscono il trasferimento delle sostanze distribuite come spray a comparti quali il suolo o le acque superficiali anche a notevole distanza dal punto di applicazione. Un elevato grado di insolazione può favorire i processi di evaporazione e quindi di dispersione nell'aria dei

prodotti applicati direttamente al suolo; in periodi molto piovosi l'infiltrazione dell'acqua nel terreno può determinare un incremento della contaminazione delle falde acquifere. Infine, in seguito all'erosione dei terreni e al ruscellamento che possono verificarsi dopo un evento piovoso, l'applicazione di antiparassitari al suolo può provocare la contaminazione di corpi idrici adiacenti l'area trattata.

Nella valutazione dell' esposizione, lo studio della distribuzione ambientale di una sostanza riveste un ruolo fondamentale. La conoscenza della capacità di una sostanza di ripartirsi tra le diverse matrici ambientali consente, infatti, l'individuazione degli eventuali comparti a rischio e quindi la valutazione di un livello di esposizione.

La conoscenza dei parametri chimico-fisici ed ambientali, descritti nei precedenti paragrafi, può fornire uno strumento utile alla predizione generale del destino ambientale di un prodotto fitosanitario. Un grosso limite nella valutazione quantitativa delle concentrazioni previste in un determinato comparto è dato dall'enorme complessità dell'ambiente; infatti, nell'ambiente reale i diversi comparti sono raggiunti da una sostanza per mezzo di processi e percorsi molto complessi, che possono variare in funzione delle caratteristiche della sostanza stessa, delle caratteristiche ambientali e in funzione del tipo di interazione che si instaura tra la sostanza e la matrice ambientale. Lo studio dell'esposizione deve analizzare le diverse vie di dispersione e quantificare i diversi processi di distribuzione per stimare le concentrazioni dei prodotti fitosanitari presenti nei diversi comparti ambientali in un determinato ambito spazio-temporale. La determinazione quantitativa della concentrazione ambientale prevista consentirà successivamente di individuare e stimare il rischio associato all'utilizzo di queste sostanze.

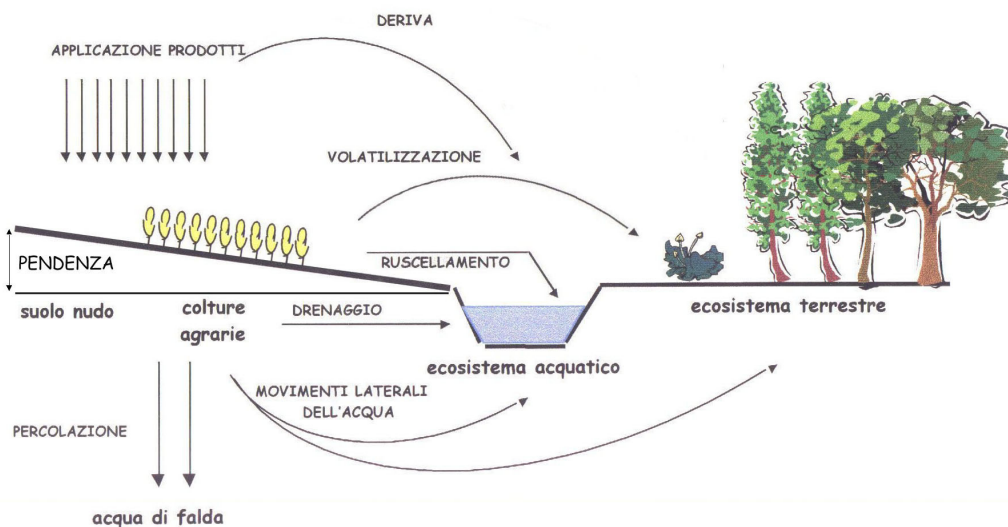


Fig. 5.1 Diffusione dei prodotti fitosanitari nell' ambiente (da Beinat e Van den Berg, 1996)

5.3. ANALISI DELLE ESIGENZE MODELLISTICHE - LA MODELLISTICA AMBIENTALE

Grazie alla stesura del modello concettuale è possibile indirizzare la ricerca di modellistica esistente e /o l' eventuale definizione di nuovi modelli per la stima dell' esposizione, degli effetti e del rischio.

Al fine di poter usufruire di un modello di distribuzione ambientale utile e funzionante è opportuno procedere con una serie di passi:

1. Definizione degli obiettivi e delle problematiche esaminando il modello concettuale steso.
2. Valutazione di modelli esistenti (eventuale scrittura di un nuovo modello in termini matematici e sua calibrazione e valutazione)
3. Analisi dei dati in ingresso e della loro reperibilità: la raccolta e l'analisi dei dati che diverranno la base per la definizione dei parametri di input. Attraverso le tecniche del calcolo delle probabilità diviene possibile acquisire il dato in ingresso con due approcci: uno deterministico ed uno probabilistico. Quest' ultimo prevede di definire una distribuzione di probabilità per ogni parametro, da inserire all'interno del modello.
4. Definizione di un piano delle iterazioni ("run") di simulazione: un singola singola iterazione ("run") di simulazione non ha alcun significato; rappresenta solo una delle possibili evoluzioni del sistema. È quindi opportuno effettuare diversi "run" per poi analizzare i parametri in uscita.
5. Analisi dei dati in uscita: nel caso dell' approccio probabilistico dopo aver raccolto i dati relativi ai parametri, è possibile creare degli intervalli di confidenza ovvero stimare il "range" di valori in cui i parametri che analizzano il problema proposto al primo passaggio possono oscillare.

5.3.1. LA MODELLISTICA PER LA VALUTAZIONE DELL' ESPOSIZIONE AMBIENTALE

Gli organismi viventi e l' ambiente abiotico nel quale vivono sono intimamente legati e prevedono una molteplicità di interazioni che definiscono " un sistema reale" .

La modellistica ambientale identifica le caratteristiche fondamentali del sistema reale fornendone una descrizione e formulando delle previsioni sulla sua possibile evoluzione. Un modello rappresenta, quindi, la sintesi di tutti gli elementi rappresentanti un sistema.

Vi sono alcuni criteri che devono essere rispettati affinché un modello possa essere ritenuto valido:

- **realismo:** le previsioni del modello devono essere raffrontabili con i fenomeni reali
- **consistenza:** le previsioni del modello devono avere coerenza logica
- **generalità:** deve essere possibile applicare il modello ad un gamma di fenomeni

Inoltre, perché la previsione sia efficace, si richiedono conoscenze approfondite delle sostanze in esame, dell' ambiente in cui viene immessa e del destino cui sarà soggetta a causa delle interazioni con l' ambiente stesso.

Ottenere un modello strettamente aderente alla realtà richiederebbe un elevato numero di informazioni e degli algoritmi complessi che tengano in considerazione un altissimo numero di variabili. Tutto ciò, all' atto pratico, si traduce nella difficoltà di interpretare i risultati e nella necessità di calibrare continuamente i dati attraverso il confronto con situazioni ambientali reali. Infatti, per rendere un modello concretamente utilizzabile, è necessario tenere in considerazione la mole di dati in input che devono essere raccolti.

I modelli troppo complicati risultano spesso difficilmente applicabili, quindi, per motivi di praticità, si tende ad elaborare modelli ambientali semplici, che rappresentino un buon compromesso tra informazioni richieste in input e affidabilità dei risultati in output.

Lo sviluppo di modelli ha avuto un grosso impulso dagli anni ' 60, quando il problema dell' inquinamento dell' aria e dell' acqua ha assunto dimensioni preoccupanti; in tempi più recenti una nuova spinta verso l' utilizzo dei modelli è riconducibile allo sviluppo dell' informatica, che ha permesso non solo di velocizzare le procedure di calcolo esistenti, ma soprattutto di considerare simultaneamente le numerose variabili che afferiscono ad un processo e di differenziare i valori in funzione della loro distribuzione spaziale e temporale. rappresentando in chiave matematica l' insieme dei complessi fenomeni che regolano il funzionamento degli ecosistemi (Vighi et al., 1993).

5.3.2. MODELLI PER LA PREVISIONE DEL DESTINO AMBIENTALE DEI CONTAMINANTI

A partire dagli anni '70, ci si è accorti come la gestione delle problematiche ambientali derivanti dall'introduzione di sostanze potenzialmente pericolose nell'ambiente necessita di un approccio previsionale; tale presa di coscienza si è avuta non solo all' interno della comunità scientifica, ma anche a livello amministrativo - legislativo. Già il TOSCA negli USA (U.S. EPA, Fed. Reg. 43, 1976) 1991) e il "VI emendamento della direttiva sulle Sostanze Pericolose 79/831" nella Comunità Europea (G.U. CEE, L259, 1979) 1991) includono nelle norme per l'immissione di sostanze chimiche sul mercato una preventiva valutazione tossicologica ed ecotossicologica. L'uso di modelli previsionali per la stima del rischio

ambientale è poi stato espressamente richiesto dalla Direttiva CEE 91/414 (G.U. CEE, L230, 1991) relativa all'immissione in commercio di prodotti fitosanitari.

Per quanto riguarda la stima del rischio ambientale determinato dai prodotti fitosanitari impiegati in agricoltura, effettuare valutazioni a priori del comportamento e del destino ambientale delle molecole può consentire di orientare gli interventi di prevenzione e gestione dei danni potenziali, di meglio interpretare i meccanismi di distribuzione delle molecole nei comparti ambientali e di pianificare monitoraggi sperimentali mirati con conseguenti notevoli vantaggi anche in termini di risparmio di risorse economiche ed umane.

Un approccio modellistica/ di simulazione, risulta indispensabile quando si deve affrontare un problema dal punto di vista previsionale e predittivo, mentre il monitoraggio non può che essere uno studio a posteriori.

La necessità di disporre di strumenti che consentano a priori una valutazione del rischio per consentire interventi di prevenzione è riconosciuto oggi sia a livello di comunità scientifica che a livello di normative internazionali.

Nell' ambito del presente lavoro di tesi si sono utilizzati sia modelli per la previsione dell' esposizione [che modellizzano le quantità di principio attivi persi per ruscellamento (runoff) e per deriva (drift)] che raggiungono le acque superficiali che modelli di vocazionalità ittica. I primi saranno esposti nel Capitolo sulla metodologia per l' ecosistema acquatico, i secondi nel capitolo sulla caratterizzazione ecologica.

5.3.3. LA CLASSIFICAZIONE DEI MODELLI PER L'INQUINAMENTO DIFFUSO DA PESTICIDI

Di seguito vengono forniti alcuni criteri per la classificazione dei modelli per la previsione del destino ambientale dei prodotti fitosanitari, nonostante le intrinseche difficoltà derivanti da un tentativo di classificazione. Questo perché un modello può avere degli elementi o presentare degli aspetti che lo fanno ricadere in una certa classe e degli altri che lo assegnano ad un'altra . La seguente classificazione rappresenta quindi un riferimento per comprendere meglio come i modelli schematizzino la realtà e quali siano gli scopi per i quali sono stati concepiti. Nel paragrafo seguente è riportata una classificazione generale della modellistica ambientale, facendo riferimento, in alcuni casi, al tema specifico della modellistica dell'inquinamento diffuso da prodotti fitosanitari

I modelli matematici funzionali alle valutazioni dell' esposizione, possono essere classificati secondo diversi criteri (modificato da Piccoli, 2000).

- **La descrizione del processo:**
 - Modelli a base fisica, legati alla descrizione fisico-matematica dei processi

- Modelli compartimentali, legati alla distribuzione delle sostanze tra i comparti
- Modelli empirici, basati su osservazioni sperimentali
- Modelli di screening, finalizzati alla ricerca dei fattori di incidenza di distinti fattori in un processo
- **La variabilità spaziale:**
 - Modelli concentrati, che non tengono in considerazione la variabili spaziale del processo
 - Modelli spazialmente distribuiti, in grado di rappresentare la variabilità spaziale e temporale dei loro parametri e delle loro variabili
- **La scala spaziale:**
 - Modelli a scala di Laboratorio, dove si effettuano prove, , ad esempio, su colonne di terreno
 - Modelli a scala di Campo, con valutazione più realistica dei processi
 - Modelli a scala di Bacino, con descrizione della propagazione dei deflussi e di trasporto dei contaminati
 - Modelli a scala Continentale, con descrizione dei rapporti che intercorrono tra processi atmosferici di circolazione globale e la superficie terrestre
- **La scala temporale:**
 - Modelli a scala di evento, strettamente legati alle peculiarità di un singolo evento
 - Modelli a simulazione continua, che tengono in considerazioni variazioni stagionali sia degli aspetti meteorologici che di quelli idrologici.
 - Modelli empirici ad ampia scala temporale, sono sviluppati con un elevato numero di ipotesi di partenza per effettuare valutazioni di massima su ampi intervalli temporali.
- **Le finalità d 'impiego:**
 - Modelli descrittivi:
 - Modelli di simulazione, per simulare il comportamento di un sistema nel tempo , utilizzando scenari di ingresso ipotetici. Presentano un' elevata complessità e consentono di stimare le variabili istante per istante, elaborando una notevole mole di dati
 - Modelli di previsione, che cercano di stimare gli effetti ambientali al determinarsi di un determinato evento , descrivendo l' evoluzione dell' ambiente attraverso una rappresentazione matematica della dinamica del sistema in esame. Per essi si inseriscono, come input, dati reali. In base alla scala di risoluzione si distinguono in sito-specifici

(relativi a comparti specifici) , multimediali valutativi (relativi ad intere regioni e a più comparti), a scala planetaria (relativi alla descrizione della circolazione mondiale delle sostanze)

- Modelli decisionali:
 - Modelli di pianificazione, che forniscono un supporto per decisioni di lungo periodo , tenendo conto di diversi criteri di valutazione (ad esempio includendo l' opportunità economica di una scelta piuttosto che di un' altra, attraverso opportune equazioni di ottimizzazione)
 - Modelli di gestione, in grado di agire sul sistema nel corso della sua evoluzione
- **La modalità di analisi dei processi di base:**
 - Modelli deterministici, nei quali l' evoluzione del sistema è determinata in modo univoco dal suo stato iniziale, portando ad un risultato definito univocamente.
 - Modelli stocastici, che prevedono la descrizione dei processi utilizzando variabili, dette “ aleatorie” , hanno un comportamento causale, soggetto ,quindi, a fluttuazioni aleatorie entro certe probabilità. Il risultato viene rappresentato come una distribuzione delle frequenza di probabili conseguenze piuttosto che come valore singolo. Essi sono particolarmente utili quali modelli di supporto alle decisioni, in quanto associano alla stima del rischio una stima della probabilità che si verifichi con una certa intensità.

5.4. CARATTERIZZAZIONE TERRITORIALE E SCELTA DELLA SCALA DI RISOLUZIONE DELL' ELABORAZIONE

Uno degli aspetti peculiari del presente lavoro di tesi consiste nell' introduzione delle variabili territoriali/paesaggistiche ed ecologiche nella stima del rischio pervenendo ad una elaborazione sito-specifica a diverse scale di risoluzione. Per quanto riguarda le variabili paesaggistiche ed ecologiche esse verranno ulteriormente approfondite nel paragrafo relativo alla caratterizzazione degli ecosistemi.

La caratterizzazione territoriale rappresenta il punto di partenza per l' integrazione di aspetti sito.-specifici nella stima del rischio. Essa fornisce i dati di input per .

- La costruzione di scenari realistici
- La raccolta dei parametri spazializzati per i modelli di esposizione
- L' analisi della vulnerabilità territoriale

In questo ambito il territorio non è inteso solo dal punto di vista abiotico (geopedologia, idrografia, meteorologia etc) ma viene integrato con aspetti antropici (in particolare presenza di aree urbane e uso del suolo) determinanti per caratterizzarlo.

5.4.1. SCELTA DELLA SCALA DI RISOLUZIONE DELL' ELABORAZIONE

La scelta della scala di risoluzione per le elaborazioni relative alla caratterizzazione territoriale e, più in generale, alla stima del rischio rispecchia le diverse esigenze previsionali, decisionali o gestionali dell' area oggetto di studio. Principalmente si possono distinguere:

- Scale sopranazionali, come ad esempio quelle relative agli Scenari individuati dal Focus¹⁵ legati a condizioni meteo-climatiche e pedologiche considerate tipiche di determinate aree geografiche
- Scala nazionale
- Scala regionale o Gestione a scala di bacino (come previsto dalla recente normativa)
- Gestione a scala di sottobacino/ di aree sensibili specifiche
- Scala di campo

Naturalmente la risoluzione dei dati di input può non essere la stessa della scala delle elaborazioni: i dati possono essere disponibili solo come valori medi relativi ad una scala di

¹⁵ Focus: Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and their Use , è una organizzazione derivante da un' iniziativa della Commissione Europea per armonizzare il calcolo delle PEC(predicted environmental concentrations) di prodotti fitosanitari nell' ottica dell' applicazione della Diritte 91/414/EEC.

minor dettaglio nonostante si voglia elaborare una stima a scala di campo. La risoluzione dei dati di input rimane, quindi, uno degli aspetti critici per elaborazioni ad elevato dettaglio.

5.4.2. LE INFORMAZIONI TERRITORIALI

Le informazioni territoriali caratterizzano il sistema ambientale in cui la sostanza si muove ed interagisce, e pertanto definiscono lo scenario di applicazione dei modelli di distribuzione ambientale.

Le informazioni territoriali necessarie allo scopo delle varie applicazioni della metodologia sono state ottenute grazie ad un complesso lavoro di elaborazione e gestione dei dati reperiti da diverse fonti. Tali elaborazioni sono state effettuate sia in ambiente vettoriale sia in ambiente Raster con l'impiego dei GIS più idonei ai diversi casi.

Gli strati informativi derivati riguardano sia le informazioni specifiche richieste dai modelli di stima delle PEC, sia le informazioni relative all'ecosistema esposto e quindi alla successiva stima del rischio (che verranno illustrate nel capitolo sulla caratterizzazione ecologica 5.9). La loro elaborazione ha richiesto l'uso dei software Arc View GIS e Ilwis GIS. Le informazioni associate a ciascuno strato informativo hanno permesso di creare strati informativi derivati, contenenti specifiche informazioni (relative al suolo, alle condizioni meteorologiche, ecc.), necessarie alle successive elaborazioni (Tab.5.1).

Nelle sezioni relative alle singole elaborazioni sono riportati e descritti più dettagliatamente i diversi strati informativi impiegati per l'ottenimento di quelli derivati.

5.4.2.1. Pedologia

Dalla carta pedologica, a diverse scale di risoluzione in base alla produzione di cartografia da parte delle singole Regioni, mediante elaborazioni in Arcview, si possono ottenere delle mappe degli attributi relative all'uso del suolo. Lo strato informativo relativo alle caratteristiche pedologiche dei suoli, in formato vettoriale, dovrebbero contenere informazioni relative a:

- profondità del suolo;
- capacità di campo;

- punto di appassimento;
- AWC (Available Water Content),
- AWC espressa in millimetri;
- contenuto in carbonio organico;
- contenuto in percentuale di sabbia, limo, argilla e scheletro;
- densità apparente.

Le caratteristiche tessiturali dei suoli considerati deve essere classificata in due tipologie: "*sandy*" e "*loamy*"; questa distinzione è resa necessaria per l'applicazione dei modelli idrologici per la stima del *runoff*. Il termine "*sandy*" (sabbioso) corrisponde alle classi granulometriche franco grossolana, sabbiosa e sabbioso scheletrica; il termine "*loamy*" (franco) corrisponde alle classi granulometriche franco fine, limoso grossolana e limoso fine (Soil Taxonomy, modificato, 1975).

STRATO INFORMATIVO	TIPOLOGIA STRATO	STRATI INFORMATIVI ORIGINARI	STRATI INFORMATIVI DERIVATI
PEDOLOGIA	Vettoriale	Carte pedologiche regionali, provinciali, comunali o relative a rilievi nei singoli campi	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa del carbonio organico (CO) ▪ Mappa dell' Available Water Content ▪ Mappa della tessitura del terreno (sandy-loamy)
METEO	Vettoriale	Elaborazione spazializzata di dati provenienti da stazioni di rilievo meteorologico (regionali, provinciali, comunali o appositamente ubicate nell' area di interesse)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa delle precipitazioni giornaliere ▪ Mappa delle somme delle precipitazioni per i cinque giorni precedenti al giorno dei trattamenti
IDROGRAFIA	Vettoriale	Digitalizzazione da Carte tecniche regionali	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa delle densità idrografiche ▪ Mappa dei fiumi oggetto di studio
USO SUOLO	Raster/Vettoriale	Elaborazione di carte o derivanti da dati telerilevati, o da spazializzazione da dati censiti a scala comunale o da rilievi di campo	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa delle zone adibite alla coltura del mais
BACINI	Vettoriale	Digitalizzazione da Carte tecniche regionali o da cartografia regionale appositamente elaborata	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa dei bacini per i fiumi oggetto di studio
CTR IN FORMATO DIGITALE	Raster	Acquisizione in formato digitale delle carte tecniche regionali in formato raster	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Larghezza dei fiumi ▪ Aree urbane presenti
CARTE TECNICHE REGIONALI	Vettoriale	Acquisizione in formato digitale delle carte tecniche regionali in formato vettoriale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Digital Terrain Model ▪ Pendenza

			<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa delle aree protette
PORTATE	Vettoriale	Digitalizzazione dei punti di campionamento e assegnazione dei valori delle portate riscontrati	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa delle portate
ORTOFOTO	Raster	Acquisizione in formato digitale delle ortofoto in formato Raster	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Aree Urbane ▪ Boschi e filari ▪ Canali

Tab. 5.1 Descrizione degli strati informativi relativi alla metodologia integrata per ecosistemi acquatici e terrestri

5.4.2.2. Meteo

Lo strato informativo vettoriale relativo ai dati meteoroclimatici fornisce i valori di:

- temperatura massima e minima (°C);
- evapotraspirazione potenziale (mm);
- precipitazioni (mm),

espressi sia come dati giornalieri sia come valori medi mensili.

Essi possono essere elaborati dai dati relativi a diverse stazioni meteorologiche regionali appartenenti ad una rete di stazioni che copre l'intero territorio nazionale.

Per elaborazioni a scala regionale i dati si riferiscono a poligoni quadrati di 64 Km² (8 Km di lato).

Da questo strato informativo si ottengono: la carta delle precipitazioni giornaliere, la carta relativa alla somma delle precipitazioni dei cinque giorni precedenti ogni giorno piovoso.

Quest'ultima informazione è finalizzata alla valutazione, necessaria per l'applicazione del modello idrologico per la stima del runoff, del contenuto di umidità del suolo in corrispondenza di ogni precipitazione.

5.4.2.3. Idrografia e Bacini

I dati relativi all'idrografia derivano dalla digitalizzazione della C.T.R. 1:10.000 e riguardano sia la rete idrografica naturale sia quella artificiale.

I dati, in formato vettoriale, vengono utilizzati per la definizione della densità idrografica (Smart, 1969), espressa come rapporto tra la lunghezza totale della porzione di rete presente all'interno di poligoni quadrati di lato pari a 4 Km e l'area degli stessi.

Dallo stesso tematismo, inoltre, si può ottenere uno strato vettoriale relativo ai fiumi e ai torrenti che sono oggetto della valutazione del rischio. A scala regionale vengono selezionati,

rispetto alla idrografia complessiva, quei fiumi e torrenti che individuano un bacino idrografico sullo strato informativo in scala 1:250.000 presente nella Cartografia di Sintesi regionale, ricavando così il tematismo relativo ai corpi idrici recettori dell' inquinamento da prodotti fitosanitari delle acque superficiali. Da esso si può inoltre produrre una carta dei bacini: utile per effettuare valutazioni a scala di bacino, considerata la scala di riferimento dalla Water Framework Directive.

Per elaborazioni a maggior scala di dettaglio si procede alla digitalizzazione di corpi idrici naturali ed artificiali direttamente da cartografia tecnica a scala maggiore.

5.4.2.4. Portate

Per il tematismo relativo alle portate, esso viene elaborato attraverso la digitalizzazione dei punti delle stazioni di rilevamento delle portate su supporto cartografico C.T.R. 1:10.000, e associati ai tratti di fiume corrispondenti ai sottobacini. In questo caso si ottengono i sottobacini tracciando la retta immediatamente a monte di tutti i punti stazione eccetto il primo. Infatti, questo significa associare ad un tratto di fiume compreso tra due stazioni il dato di portata corrispondente alla stazione che sta a monte del tratto, cioè quello con valore verosimilmente più basso. Questo approccio permette di sottostimare la portata e quindi sovrastimare la concentrazione di contaminante presente nel corso d'acqua, in accordo con un' assunzione di "worst case".

Tale carta dovrebbe essere elaborata stagionalmente in modo da poter accoppiare l' andamento temporale delle portate con il calendario delle colture e dei trattamenti su di esse effettuate.

5.4.2.5. Uso del Suolo

Il dato relativo all' uso del suolo è da considerarsi nevralgico per la stima del rischio, in quanto permette di valutare l' incidenza di una coltura in un area e la conseguente entità dell' esposizione ambientale con particolare riferimento a picchi elevati di concentrazione della stessa sostanza.

A livello europeo alcuni stati, come ad esempio la Germania, hanno a disposizione una cartografia molto dettagliata dell' uso del suolo, con la discriminazione per singolo coltivo a scala di campo.

In mancanza di un dato a tale risoluzione, l' approccio a scala di bacino può prevedere l' acquisizione di dati telerilevati (ad esempio il Corine Land Cover) e al loro interpretazione. Tale approccio porta a dei dati spazializzati anche se non molto dettagliati.

L' attribuzione delle percentuali di SAU, dedicate ad una determinata coltura, ad un tematismo relativo ai confini comunali. Ad esempio, considerando il censimento agrario

avvenuto in Italia nel 2001 (ISTAT 2001), si attribuisce a ciascun comune la percentuale dichiarata. Lo strato informativo derivato riporta, quindi, le estensioni delle singole colture agrarie a scala comunale. Per elaborazioni a maggior scala di dettaglio si può prevedere invece la digitalizzazione dell' uso del suolo da rilievi diretti (Manella,2004). Chiaramente l' elaborazione di uno strato informativo con tali caratteristiche si rivela molto oneroso ed è da destinarsi ad aree di particolare pregio e/ o vulnerabilità per le quali valutare opzioni gestionali specifiche.

A scopo esemplificativo si riportano delle immagine relative a:

- Cartografia per elaborazioni a scala di bacino utilizzando la spazializzazione di dati statistici e di monitoraggio : coltivo a mais, pedologia, portate, idrografia nell' Oltrepo Pavese (Fig. 5.2)
- Cartografia relativa all' uso del suolo per il bacino del fiume Meolo derivante da digitalizzazione a scala di campo (Fig. 5.3)

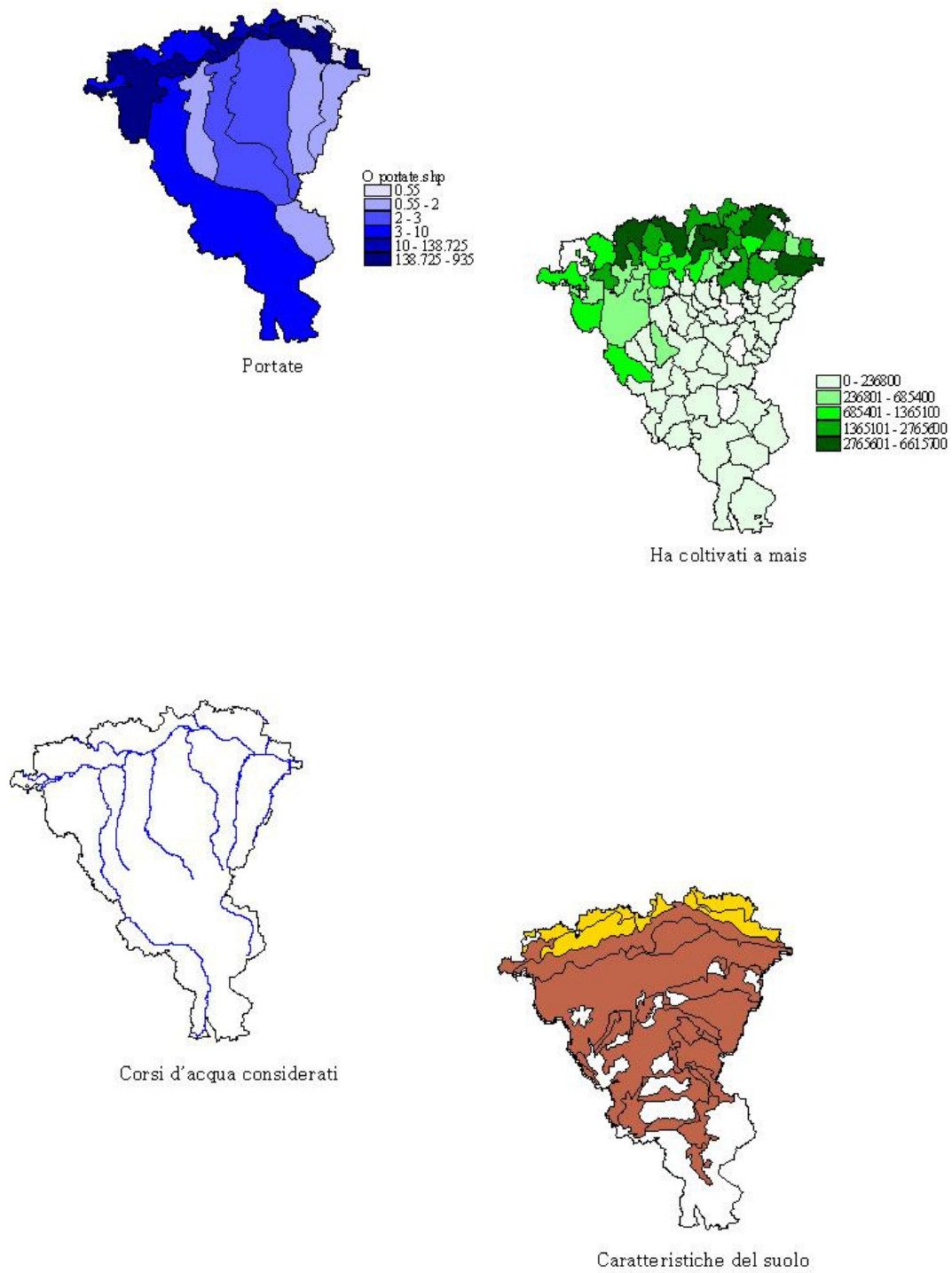
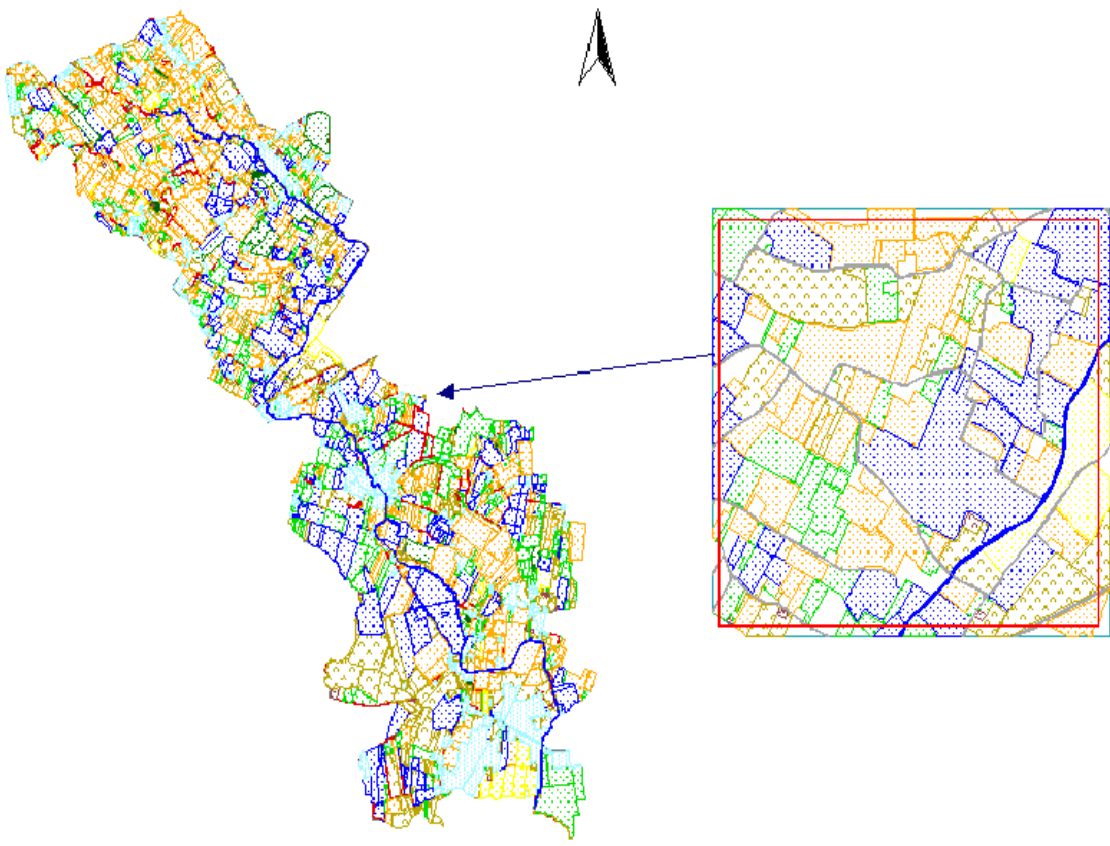


Fig. 5.2 Cartografia tematica Oltrepo Pavese: idrografia e bacini, pedologia, coltivo a mais.



0 3000 6000 Meters

Fig. 5.3 Uso del suolo digitalizzato a scala di campo per il bacino del fiume Meolo

5.4.3. LE INFORMAZIONI SUI PRODOTTI FITOSANITARI

In funzione dell' agroecosistema in esame e della tipologia di coltura da analizzare, vengono raccolte le informazioni riguardanti i trattamenti fitoiatrici effettuati su di esse. In particolare si considerano le tipologia di principi attivi maggiormente utilizzati su ciascuna coltura, la rata di applicazione, il periodo di trattamento (pre-emergenza, post-emergenza), il numero di trattamenti effettuati in un determinato intervallo temporale. Inoltre, si acquisiscono le informazioni relative alle caratteristiche chimico-fisiche ed ecotossicologiche dei diversi principi attivi, reperibili in letteratura. I dati vengono organizzati in un database con MS Access.

Per quanto riguarda i dati relativi ai calendari colturali, alle sostanze effettivamente utilizzate e alle date dei trattamenti deve essere utilizzato, ove possibile, il dato maggiormente aderente alla realtà.

Le fonti indicate sono quelle utilizzate nella maggior parte delle elaborazioni effettuate.

CAMPO	FONTE	DESCRIZIONE
Tipologia di coltura	Differenziata in base alla scala di elaborazione	codice alfanumerico di identificazione, univoco per ciascuna coltura
Principi attivi	FITOX	nome dei principi attivi registrati e utilizzati per ciascuna coltura
Rata di applicazione	Informatore Agrario, Cataloghi	Quantità di principio attivo (kg/ha) utilizzata per ciascun trattamento.
Periodo di trattamento	Agrochimica	Informazioni riguardanti il periodo di trattamento per ciascuna coltura
Numero di trattamenti	Agrochimica	numero di trattamenti effettuati, dipendente dalle condizioni meteorologiche e dalla gravità delle infestazioni
Caratteristiche chimico-fisiche delle molecole	FITOX	insieme di campi contenenti i valori, selezionati da diverse fonti di letteratura, delle proprietà determinanti il destino ambientale della molecola (peso molecolare, pressione di vapore, solubilità in acqua, Kow, DT50suolo).
Dati tossicologici	FITOX (vedasi inoltre paragrafo 4.8.4.1)	valori di tossicità acuta per organismi non bersaglio.

Tab. 5.2 Struttura del database colture e principi attivi

5.4.4. I CALENDARI COLTURALI

La compilazione di calendari colturali nei quali siano presenti, per ciascuna coltura in esame, date e/o intervalli temporali relative alle pratiche agricole e ai trattamenti si rivela particolarmente utile per effettuare una stima del rischio che tenga conto delle variazioni stagionali (sia per quanto riguarda gli aspetti abiotici, che per quelli biotici). Tali calendari vengono confrontati, in particolare, con variazioni stagionali riguardanti aspetti: climatici, di variazione della portata dei corsi d' acqua, di presenza/ assenza di specie non bersaglio potenzialmente esposte etc. Essi si rivelano utili:

- per definizione di campagne di monitoraggio ad hoc
- per scegliere momenti nei quali effettuare analisi in condizioni di contaminazione non presente in quell' area specifica,
- per effettuare campionamenti nei periodi di “ picco” di contaminazione
- per valutare contemporanea presenza nelle acque di determinati principi attivi (utile nel caso di valutazione di esposizione da miscele)
- per individuare periodi dell' anno nei quali il rischio è più elevato, per la presenza di specie sensibili al contaminante

A titolo esemplificativo si riporta un esempio di schema operativo per un calendario sinottico colturale, idrologico, meteorologico e faunistico (Fig 5.4).

Per ogni tipologia di coltura e di trattamento il database prevede inoltre un ulteriore database con le alternative di trattamento possibili

Fig. 5.4 Schema operativo per un calendario sinottico colturale, idrologico, meteorologico e faunistico

	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settembre	Ottobre	Novembre	Dicembre
Calendario agronomico: Colture presenti nel bacino e trattamenti												
MAIS												
semina												
trattamenti di preemergenza												
trattamenti di post emergenza												
VITE												
trattamenti												
FRUMENTO												
SOIA												
Calendario idrologico del bacino												
Portate												
Captazione per irrigazione												
Calendario faunistico												
ecosistema acquatico												
presenza larve nelle acque per specie												
presenza specie pesci per specie												
ecosistema terrestre epigeo												
presenza mammiferi per specie												
presenza insetti utili per specie												
presenza uccelli per specie												
ecosistema terrestre ipogeo												
presenza artropodofauna utile												
Combinazione stagionale agronomica, climatica ed ecologica per la stima del rischio												

5.4.5. I SOFTWARE UTILIZZATI

Nel presente lavoro si è reso necessario l' utilizzo di software capaci di gestire i numerosi dati necessari per la stima del rischio e la loro elaborazione. Come è stato discusso precedentemente sono state utilizzate due tipologie di dati:

- dati tabellari
- dati georeferenziati

I software utilizzati nella procedura sono Database e GIS.

Per gestire i dati tabellari è stato usato il programma Access, prodotto dalla Microsoft Corp., che permette di organizzare i dati in banche dati o *database*. Per lo sviluppo dei database si sono utilizzati MS Excel e MS Access 2002. In un database i dati vengono organizzati all'interno di una o più tabelle relazionate tra loro. All'interno di una singola tabella, i dati vengono archiviati attraverso un sistema di righe e colonne. A ciascun campo è associata una tipologia di dato. L' organizzazione dei dati in campi permette di effettuare numerose elaborazioni sia all' interno di un campo che tra campi diversi. Dati appartenenti ad un dato campo possono essere ordinati e modificati, mentre tra campi diversi possono essere create associazioni ed effettuate le più svariate operazioni. E' possibile effettuare ricerche (o *query*) per isolare quei dati che rispondano a determinati criteri, in questo modo molti anche notevoli di dati risultano essere di facile gestione. E' inoltre possibile effettuare operazioni tra due o più tabelle; queste vengono relazionate mediante l' utilizzo di campi comuni alle tabelle (questi campi vengono definiti chiavi primarie). I dati organizzati in database possono essere utilizzati da altri programmi, previa conversione in un formato compatibile di interscambio.

I dati a nostra disposizione hanno richiesto elaborazioni spaziali che sono state effettuate mediante *software* GIS, E' stato precedentemente spiegato come i dati possano essere organizzati in tematismi nei quali al dato è associata un' ubicazione geografica che ne assegna una specifica collocazione spaziale. Questi tematismi, o **strati informativi**, sono caratterizzati da oggetti spaziali ai quali possono essere associate numerose informazioni, o attributi, che costituiscono la **tabella degli attributi** dello strato informativo. Gli attributi possono essere importati da database esterni (nel nostro caso sono stati utilizzati i database creati in Access), e, una volta introdotti nel GIS, possono essere rielaborati e visualizzati mediante produzione di **mappe degli attributi**.

I GIS impiegati sono *ArcView* versione 3.2, prodotto da Esri Inc., e *Iwis* (the Integrated Land and Water Information System) versione 2.23 per Windows, prodotto da ITC (the International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences).

I due *software* presentano potenzialità diverse che si sono dimostrate indispensabili durante le varie fasi di elaborazione dei dati.

ArcView è particolarmente indicato per elaborazioni in ambiente vettoriale, mentre presenta certi limiti nelle elaborazioni di dati raster.

Il modulo di base di ArcView comprende funzionalità necessarie per l' immissione di dati, costruzione di database ed elaborazione a scopo di analisi in forma geografica o alfanumerica.

Il programma contiene un set di strumenti (" *tools*") che permettono di eseguire interrogazioni complesse, effettuare indagini su aree estese del territorio e di produrre cartografia tematica (ESRI, 1996). Ilwis è un programma GIS che è stato sviluppato per l' analisi di immagini telerilevate, e risulta quindi più indicato per elaborazioni in ambiente raster (Valenzuela, 1988).

Il formato raster si presta meglio del vettoriale per le operazioni di sovrapposizione degli strati informativi, che si sono rese necessarie in diverse fasi del lavoro. Il programma è orientato ad oggetti; mappe di punti, poligoni o raster rappresentano un tipo di oggetto, mentre tabelle di dati costituiscono un secondo tipo di oggetto. Questi oggetti possono essere manipolati, associati ed elaborati mediante i numerosi strumenti di gestione dei dati vettoriali e raster di cui è fornito il *software*.

Con il loro utilizzo è stato possibile ricavare le informazioni associate agli elementi territoriali, che venivano richieste per la creazione dei database di base e per l'applicazione dei modelli.

5.4.6. I SISTEMI INFORMATIVI GEOGRAFICI (GIS)

Un sistema di valutazione del rischio su ampia scala richiede di disporre di strumenti che permettano una gestione della notevole mole di dati necessari, un' elaborazione accurata degli stessi, e una visualizzazione efficace che fornisca un' interpretazione immediata e di facile comprensione. Tale approccio alla valutazione persegue finalità di ottimale gestione del territorio.

In quest' ottica si sono sviluppati negli ultimi anni i G.I.S (Geographical Information System), intesi come " Un insieme di strumenti per acquisire, archiviare, estrarre, elaborare e rappresentare dati spaziali nel mondo reale (Burrough, 1986).

I GIS permettono di attribuire dati alfanumerici ad oggetti georeferenziati, conducendo alla realizzazione di carte tematiche, più o meno complesse, che forniscono informazioni su risorse, potenzialità e limitazioni del territorio.

I GIS sono quindi strumenti informatici atti a gestire mappe, immagini digitali e tabelle di dati.

I tre principali obiettivi di un GIS sono (Scholten e Stilwell, 1990):

- acquisire, archiviare, gestire e integrare una gran quantità di dati geograficamente referenziati
- fornire i mezzi necessari per effettuare analisi legate alla componente geografica dei dati, anche mediante l' utilizzo dei modelli
- permettere la rappresentazione di tali dati mediante mappe tematiche.

L' utilizzo di un GIS non deve essere considerato come una semplice automazione di processi di acquisizione e gestione dell' informazione geografica. La loro funzione essenziale è quella di mettere in relazione tutti i dati raccolti, integrandoli ed elaborandoli, in modo da poter analizzare processi potenziali o in atto sul territorio, creando nuove informazioni.

Si può pervenire a tale scopo sia combinando gli attributi degli elementi geografici con l' utilizzo della statistica o di modelli matematici, sia mediante tecniche di sovrapposizione di strati informativi.

La finalità è quella di sviluppare modelli previsionali volti ad un razionale e controllato utilizzo delle risorse ambientali.

5.4.7. CARATTERISTICHE GENERALI DEI GIS

In un GIS la realtà viene scomposta secondo diversi tematismo, e i dati ad essi associati sono organizzati in strati informativi o layers, ognuno dei quali relativo è ad una particolare caratteristica del territorio, comprendente elementi geometrici omogenei come punti, linee e poligoni .

Grazie all' utilizzo di un GIS è possibile affiancare alla parte cartografica un ambiente database in cui sono archiviate tutte le informazioni descrittive relative alle singole entità, relazionate tra loro mediante la costruzione della topologia. Per **topologia** si intende la definizione e la descrizione delle mutue relazioni spaziali di connessione e di connettività tra i diversi elementi territoriali.

Il dato territoriale viene gestito come diviso in due parti tra loro collegate: una di tipo geografico e l' altra di tipo descrittivo.

L' immagine cartografica diviene quindi la rappresentazione grafica e spazializzata di un archivio tabellare.

5.4.7.1. Dati raster e dati vettoriali

All' interno di un sistema informativo esistono due possibili modalità per gestire i dati e per eseguire le elaborazioni: il modello vettoriale e quello raster (Fig.5. 5).

La scelta tra i due modelli è dettata dalle diverse esigenze legate all' acquisizione e all' immagazzinamento delle informazioni. Una differenza fondamentale tra i due modelli consiste nel fatto che il modello raster utilizza oggetti spaziali regolari ed imposti, mentre il modello vettoriale utilizza elementi spaziali irregolari, basati su l' acquisizione di punti, linee e poligoni (Tab. 5.3).

Dati raster: lo spazio viene suddiviso regolarmente in celle o pixel, di forma regolare e quadrata cui viene associata una coppia di coordinate e/o un identificativo riga-colonna. In questo modello di dati gli elementi puntuali sono rappresentati da singoli pixel, elementi lineari e areali da stringhe di pixel. Tale organizzazione dei dati risulta utile per la sovrapposizione di diversi strati e per la modellizzazione di fenomeni a variabilità spaziale. Un' altra fondamentale caratteristica di tale modello consiste nel fatto che ad ogni elemento spaziale viene associato direttamente il singolo.

Dati vettoriali: sono dati memorizzati attraverso le coordinate cartesiane degli elementi territoriali che si vogliono rappresentare. Tale modalità di memorizzazione dei dati fornisce una rappresentazione molto accurata della realtà rispetto al modello raster. Tuttavia, per una gestione efficiente dei dati vettoriali non è sufficiente conoscere la posizione degli elementi cartografici, ma è fondamentale conoscere anche le relazioni spaziali che intercorrono tra essi, in altre parole gli attributi topologici (ad esempio: caratteristiche di connettività, contiguità e appartenenza).

In tale modello di dati il punto è identificato da una coppia di coordinate, la linea da una serie di coppie di coordinate delle quali due sono nodi e gli altri vertici, i poligoni (aree) sono definiti da una linea nella quale i due nodi coincidono. Nell' ambito del modello vettoriale gli attributi non vengono direttamente riferiti all' oggetto spaziale ma vengono ad esso collegati tramite un identificativo.

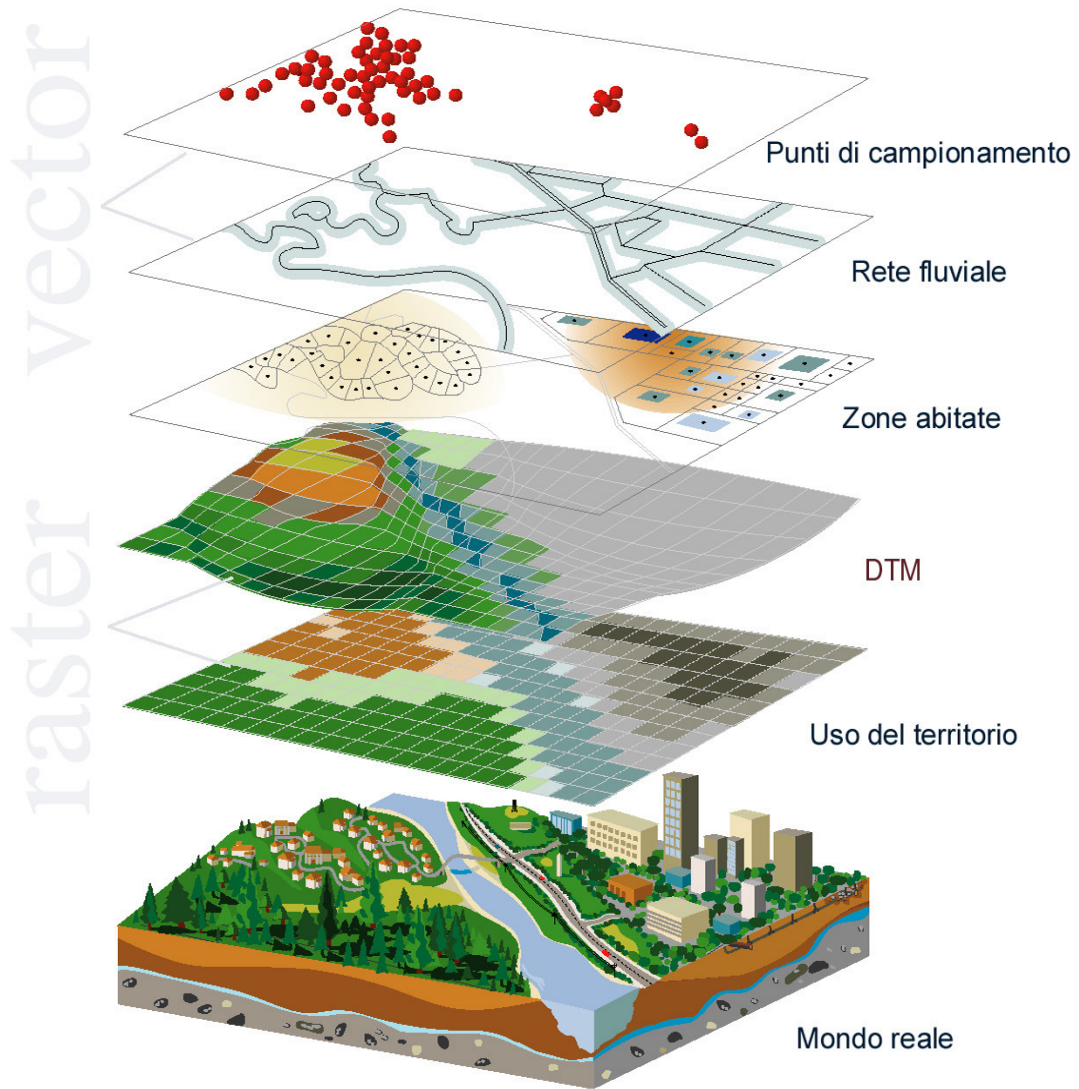


Fig 5.5 Schematizzazione della realtà in strati informativi

MODELLO RASTER	MODELLO VETTORIALE
Vantaggi	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Semplice struttura dei dati ▪ Le operazioni di sovrapposizione sono semplici e facilmente implementabili ▪ La variabilità spaziale è efficacemente rappresentata ▪ Utilizza immagini telerilevate 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Struttura dei dati più compatta che quella raster ▪ Efficiente codifica della topologia favorendo così le operazioni per le quali è indispensabile ▪ E' più adatto a supportare gli output grafici ad alta precisione
Svantaggi	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ I dati Raster sono meno compatti e possono creare problemi di archiviazione superati però dalle tecniche di compressione ▪ Le relazioni topologiche sono difficili da rappresentare ▪ La resa grafica dei dati è meno bella da un punto di vista estetico 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Struttura dei dati più compressa di quella Raster ▪ Le operazioni di sovrapposizione di tematismi sono molto complesse ▪ La rappresentazione dei dati con grande variabilità è inefficiente ▪ L' utilizzo e lo sviluppo delle immagini digitali non può essere effettuato

Tab. 5.3 Principali caratteristiche dei sistemi di elaborazione dati (modificato da De Amicis, 1996)

5.4.7.2. Funzioni dei GIS

Le funzioni di un GIS sono ampie e diversificate. Di seguito si riportano le caratteristiche delle principali funzioni.

Acquisizione dei dati

I dati utilizzati in un GIS rappresentano un' astrazione della realtà, in quanto non tutti i dati sono disponibili o sarebbe troppo costoso acquisirli. Le sorgenti informative possono essere sia di carattere cartografico o telerilevato, che di carattere censuario o puntuale, (Ballestra et al., 1996) ovvero sono dati sia spazializzati che tabellari. La qualità dei dati riveste una notevole importanza, in modo particolare bisognerebbe acquisire dati dotati di caratteristiche di:

- accuratezza, ovvero il grado di precisione nel posizionamento e nella riproduzione degli elementi cartografici
- precisione, ovvero finezza della scala usata
- cronologia, intesa come momento temporale al quale si riferiscono i dati

Le due operazioni principali, correlate all' acquisizione dei dati, sono . la **digitalizzazione** e la **georeferenziazione**.

La digitalizzazione è il processo di acquisizione di dati cartacei per ottenere dati informatizzati , mentre la georeferenziazione è quello di attribuzione di coordinate spaziali reali ad ogni elemento digitalizzato.

I dati territoriali vengono gestiti dai GIS in relazione alla loro collocazione spaziale. I geodati sono comunemente caratterizzati da due aspetti fondamentali:

- sono ricondotti ad una classe o ad una dimensione fisica;
- sono localizzati spazialmente.

Esempi di dimensioni fisiche sono la larghezza di una strada o la popolazione di una città, mentre le classi potrebbero essere riferite ai tipi di vegetali o agli usi del suolo. La localizzazione viene specificata secondo un sistema di riferimento, solitamente cartesiano, come l'UTM o il Gauss-Boaga.

Nell' acquisizione dei dati la realtà viene scomposta secondo diversi tematismi, e i dati associati sono organizzati in strati informativi o layers, ognuno dei quali è relativo ad una particolare caratteristica del territorio.

Archiviazione

La mole di dati utilizzati in un GIS è spesso di notevole dimensioni, per cui si rivela necessaria la creazione di banche dati che permettano una loro gestione e organizzazione ottimale.

I requisiti essenziali di una banca dati devono essere la trasparenza, la fruibilità e l' accessibilità. Tali requisiti sono fondamentali in un' ottica di gestione del territorio, giacché garantiscono alle strutture operanti sul territorio basi informatiche aggiornabili e confrontabili (Ballestra et al., 1996).

Alcuni GIS utilizzano uno schema a tabelle relazionali, nelle quali i dati sono raccolti in collezioni di tabelle. Campi comuni all' interno di diverse tabelle permettono di metterle in relazione tra loro, generando nuove informazioni.

Elaborazioni ed operazioni sui dati

Il GIS è in grado di compiere delle operazioni sui dati all' interno di ogni strato informativo o tra strati diversi.

Il risultato di tali operazioni consiste nella produzione di mappe tematiche che rappresentano la variabilità spaziale dei processi.

Le principali operazioni ed elaborazioni dei dati effettuabili per mezzo dei GIS sono:

Spatial query: i GIS permettono di effettuare interrogazioni (*queries*) interattive sui dati visualizzati, per individuare elementi che rispondano a particolari requisiti. In generale le possibili interrogazioni sono domande che permettono di "leggere" gli attributi posseduti da una particolare entità territoriale, oppure individuare dove si riscontrano determinate proprietà.

Combinazione: i GIS forniscono strumenti per combinare tra loro i dati spaziali in modo da evidenziare le relazioni esistenti tra gli elementi e i processi e/o fenomeni. Con questi strumenti è possibile effettuare operazioni di unione, intersezione, creazione di buffer, fusione o semplice sovrapposizione tra i diversi strati informativi. E' possibile inoltre rappresentare gli elementi territoriali con simboli o colori diversi, in funzione degli attributi posseduti.

Analisi spaziale: il processo di derivare informazioni dall'elaborazione dei dati può avvenire sia graficamente (come descritto sopra), sia attraverso misurazioni, interpolazioni, derivazione di parametri statistici, elaborazione di grafici, applicazione di modelli previsionali, anche grazie alla possibilità di accedere a database esterni. Il risultato di queste operazioni può essere organizzato in tabelle o direttamente in mappe tematiche, creando così nuovi strati informativi.

Overlay: l'operazione di *overlay*, cioè di sovrapposizione, rappresenta un tipo particolare di operazione di analisi, caratteristica dei GIS. Nel caso dei dati vettoriali l'*overlay* si traduce in un' intersezione tra strati informativi diversi e, quindi, in una conseguente attribuzione alla stessa entità territoriale di attributi associati ai diversi strati sovrapposti; questa operazione è anche chiamata *spatial join*. Nel caso dei dati raster l'*overlay* permette un vero e proprio calcolo tra i valori di ogni cella nei diversi strati, per ottenere uno strato finale con nuovi valori; questa tecnica è utilizzata soprattutto nell'analisi di fenomeni territoriali e ambientali dipendenti da molte variabili.

Visualizzazione

I GIS possiedono strumenti per la rappresentazione grafica e la visualizzazione dei dati. I dati possono essere quindi rappresentati con colori e simboli grafici differenti con l' intento di dare maggiore enfasi a determinati aspetti del sistema o di illustrare il gradiente di variazione di una proprietà. Inoltre, come risultato delle operazioni di analisi, si possono ottenere nuovi dati che, visualizzati mediante mappe tematiche, possono mettere in evidenza particolari attributi (Bonham-Carter, 1994).

5.4.8. APPLICAZIONI DEI GIS IN CAMPO AMBIENTALE

I GIS si sono evoluti da strumenti puramente descrittivi, indirizzati alla semplice rappresentazione cartografica di caratteristiche geografiche, a strumenti in grado di effettuare elaborazioni più complesse, quali la modellistica ambientale e analisi spaziali tra elementi geografici definiti (Berry e Ripple, 1994).

Per questo i GIS si rivelano ottimi strumenti in campo ambientale, in quanto sono in grado di correlare strumenti di analisi ambientale diversi quali ad esempio il monitoraggio e la modellistica.

Grazie alla integrazione tra le informazioni è possibile validare i modelli estrapolando i dati del monitoraggio, e pianificare un' esaustiva campagna di quest' ultimo grazie alle conoscenze acquisite nell' applicazione del modello al territorio.

Avendo a disposizione dati georeferenziati è possibile implementare nel software un modello ambientale ed elaborare delle carte tematiche complesse, risultanti dall' interazione pesata di più fattori.

Per quanto riguarda i dati di monitoraggio, tramite i GIS è possibile una loro gestione, elaborazione e rappresentazione in grado di evidenziare aspetti quali le modificazioni spaziali e temporali e le relazioni con altri elementi del territorio.

Un' altra possibile applicazione dei GIS, che riveste un ruolo fondamentale nel presente progetto, consiste nell' elaborazione che metta in relazione la distribuzione degli effetti di un processo con le caratteristiche peculiari del territorio, generando carte di rischio ambientale.

Gli strati informativi che rappresentano diverse caratteristiche del territorio (DTM, uso del suolo, etc) possono essere utilizzati per ottenere una stima delle concentrazioni previste (PEC) per una data sostanza immessa nell' ambiente.

I dati relativi alla PEC, confrontati con dati di tossicità della sostanza, forniscono mappe di pericolosità: l' ulteriore confronto con informazioni concernenti la sensibilità dell' ambiente di studio permette di produrre carte di rischio ambientale.

Quindi l' utilità derivante dall' utilizzo dei GIS è legata soprattutto alla possibilità di memorizzare i dati in formato digitale, rendendoli quindi più compatti, alla possibilità di

gestire grosse quantità di dati manipolabili e consultabili velocemente, alla possibilità di aggiornamento degli stessi, il tutto contenendo i costi.

I GIS, quindi, rappresentano un indispensabile supporto ai processi decisionali basati sull'analisi spaziale dei dati: il supporto può esplicarsi sia nella raccolta e nella rappresentazione geografica di dati per la costruzione di apposite banche dati, sia nell'analisi vera e propria dei dati e nella costruzione di modelli previsionali o di monitoraggio che costituiranno un valido strumento di prevenzione e controllo.

5.5. CREAZIONE DI DATABASE TERRITORIALI CON DATI GEOREFERENZIATI E NON GEOREFERENZIATI

Dall' analisi del modello concettuale e dei parametri richiesti dai modelli applicati si procede alla creazione di database territoriali con dati georeferenziati e non.

Grazie alla raccolta e organizzazione dei dati a disposizione si popolano i diversi databases, georeferenziati, contenente informazioni relative al territorio (morfologia, meteorologia, distribuzione delle colture, ecc), e non, contenente informazioni relative e alle caratteristiche chimico-fisiche dei prodotti fitosanitari su di esso utilizzati, dati ecotossicologici etc

Tali database devono prevedere diverse scale di risoluzione del dato in ingresso e deve essere dato particolare rilievo all' acquisizione dei metadati, fondamentali per la valutazione della qualità del dato, per la rintracciabilità della sua produzione e per la risoluzione spaziale/temporale.

Con l' accezione metadato si intende, infatti, l' insieme delle informazioni relative al dato, alla sua fonte, alle caratteristiche di elaborazione etc.

Dal momento che per effettuare una valutazione del rischio ad elevato realismo ecologico sono necessari dati il più possibile aggiornati, in questo ambito l' applicazione di sistemi client-server potrebbero permettere l' automatizzazione dell' aggiornamento dei dati in ingresso, per garantire la popolabilità dei database.

5.5.1. LIMITI DELLE FONTI

Lo svolgimento della procedura metodologica, richiede un notevole sforzo per la raccolta dei dati necessari alla creazione dei database. Infatti, oltre alle difficoltà che si incontrano nel reperimento delle informazioni richieste, ci si scontra spesso col problema della disomogeneità spaziale di questi. Ad esempio, a volte i dati di colturali sono in parte provinciali ed in parte comunali; oppure, la mappa vettoriale dell'idrografia naturale e artificiale è derivata dalla C.T.R. 1:10.000 mentre la mappa dei bacini, cioè la mappa vettoriale dei limiti dei bacini idrografici dei maggiori fiumi, è derivata da cartografia regionale (1:250.000).

Anche il problema dell'aggiornamento è notevole: spesso si devono utilizzare anche dati risalenti agli anni '80.

La più grande limitazione in genere è legata alla carenza di dati. Negli ultimi anni le Agenzie Regionali per l' Ambiente (ARPA) e i Ministeri preposti alla produzione di dati cartografici e non (Ministero dell' Ambiente, Ministero delle Politiche Agricole etc) hanno tentato di rendere più complete le basi dati informative e di uniformarle a scala nazionale.

Si auspica che in futuro la reperibilità dei dati in formato elettronico migliori considerevolmente anche grazie all' impulso delle politiche di e-government a livello nazionale e comunitario.

5.6. STIMA DELL' ESPOSIZIONE PER ECOSISTEMI ACQUATICI, TERRESTRI EPIGEI ED IPOGEI

La stima dell' esposizione rappresenta la prima fase della stima del rischio. Nei paragrafi relativi agli ecosistemi acquatici, terrestri epigei ed ipogei verranno esposti i modelli di previsione delle distribuzioni ambientali specifici per la tipologia di sistema analizzato: sistema acquatico, sistema della biosfera terrestre, sistema suolo.

In particolare l' approccio alla stima dell' esposizione cambia nel target della stima.

Nel caso delle acque superficiali (e del suolo) si stimano le PEC considerando il sistema un unicum nel quale gli organismi sono esposti a determinate concentrazioni acquatiche.

Nel caso dell' ecosistema terrestre epigeo si considera invece l' esposizione del singolo organismo non target coinvolto attraverso una stima della potenziale esposizione del singolo organismo in base alle sue caratteristiche (dieta, comportamento etc).

5.6.1. DOCUMENTI DI RIFERIMENTO A LIVELLO INTERNAZIONALE PER LA STIMA DELL' ESPOSIZIONE

A livello internazionale sono state elaborate diverse linee guida per supportare la procedura di stima dell' esposizione.

In Europa, grazie alla Direttiva 91/414/CE (Authorisations Directive), relativa alla introduzione nel mercato di prodotti fitosanitari, si è cercato di armonizzare le richieste di dati relative alla stima dell' esposizione, nonostante non siano ancora inseriti aspetti relativi ad un' analisi sito-specifica.

- La Direttiva 95/36/CE, che stabilisce, nell' Allegato II e III, i dati necessari per la valutazione del destino e il comportamento ambientale delle sostanze in esame.
- La Direttiva 97/57/CE, che stabilisce, nell' Allegato VI, i Principi Uniformi per la Direttiva 91/414/CE

Collateralmente alla definizione normativa sono stati sviluppati documenti appositi per la stima dell' esposizione per i vari ecosistemi:

- “ Procedures for assessing the environmental fate and ecotoxicity of pesticides” , 1995, a cura della SETAC-Europe publication
- Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology in the frame of the Directive 91/414/EEC. European Commission., 2001 a cura della SANCO.
- Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology in the frame of the Directive 91/414/EEC. European Commission., 2001 a cura della SANCO.

- Linee guida del Focus “ Modelling environmental fate of plant protection products in the context of their authorisation within the European Union” . Guidance document No.1694/V1/95.

5.6.2. VALIDAZIONE SPERIMENTALE DEI DATI DI ESPOSIZIONE

Per validare i risultati delle stime di esposizione e la loro spazializzazione attraverso carte di distribuzione delle PEC sono auspicabili delle campagne di monitoraggio ad hoc nelle aree di studio individuate. In questo ambito, lo scopo non è quello di validare la bontà del modello, come avverrebbe a scala di campo, ma di validare l' approccio sito-specifico considerando condizioni territoriali specifiche e/o valutando l' incidenza degli aspetti al contorno che possono influenzare l' esposizione.

La validazione di una stima sito specifica delle PEC richiede:

- la definizione di apposite campagne di monitoraggio agronomiche e meteorologiche
- l' individuazione di prodotti fitosanitari che per le loro caratteristiche chimico – fisiche e per il loro utilizzo si prestino ad essere utilizzate per il monitoraggio
- la messa a punto di metodiche di laboratorio per l' acquisizione dei valori sperimentali
- l' elaborazione di dati previsionali introducendo i dati reali nel modello di simulazione
- il confronto tra dati sperimentali e dati previsionali ed analisi della situazione al contorno: correlazione con date di trattamento con dati meteorologici, con contaminazioni da altre fonti etc.

Nel capitolo 8 verrà riportato un esempio di calibrazione di un modello di deriva nel bacino del Fiume Meolo.

5.7. STIMA DEGLI EFFETTI CON APPROCCIO DETERMINISTICO E/O PROBABILISTICO

Lo studio delle vie di esposizione (come da modello concettuale) in un comparto ambientale permette di determinare quale possa essere il tipo di ecosistema esposto e quindi potenzialmente a rischio di effetti tossici. L'entità e la tipologia dell'effetto dipendono da molti fattori ma principalmente esse saranno funzione della biodisponibilità della sostanza nell'ambiente, cioè dalla forma chimica che la rende più o meno assorbibile dagli organismi esposti.

Bisogna comunque considerare come la complessità del sistema, l' elevato numero di specie presenti e la diversità dei processi renda la valutazione molto difficile.

L'utilizzo dei prodotti fitosanitari può determinare effetti acuti o cronici nell'ecosistema agendo direttamente su specie non bersaglio, o indirettamente in seguito all'eliminazione di nemici naturali (predatori, competitori, ecc.), oppure determinando la diminuzione o la scomparsa delle specie più sensibili, con conseguente semplificazione delle comunità e perdita della biodiversità. Non di minore rilevanza è la possibile alterazione delle catene trofiche conseguenti alla scomparsa di specie di " valore ecologico" .

Gli effetti possibili, molteplici e complessi, spaziano dalla letalità, alle modifiche del comportamento, agli effetti sulla riproduzione o sulla rete trofica.

La procedura ufficiale per la stima del rischio (*Risk Assessment*) per le sostanze chimiche, viene definita nel Technical Guidance Document (TGD, EC 2003). Essa prevede che la **valutazione degli effetti** sugli organismi viventi comprenda:

identificazione del pericolo cioè identificazione degli effetti che la sostanza produrrà, valutazione di una relazione dose-risposta in modo da produrre una PNEC (Predicted No Effect Concentration).

La valutazione degli effetti di una sostanza chimica si potrà effettuare mediante:

- studi tossicologici di laboratorio (saggi a breve e lungo termine a diversi livelli di organizzazione)
- indagini di campagna (indici biotici, bioindicatori, biomarker) che a loro volta potranno fornire anche informazioni sullo "stato di salute" delle popolazioni e comunità biotiche esposte, contribuendo quindi a produrre i dati necessari per il passaggio dalla stima del pericolo potenziale (determinato solo dall' esposizione della sostanza e dagli effetti risultanti da tale esposizione) alla stima del rischio.

In mancanza di dati sperimentali, gli effetti sugli organismi viventi potranno essere stimati, almeno preliminarmente, mediante approcci previsionali quali i modelli QSAR (Quantitative Structure-Activity Relationship).

5.7.1. LA STIMA DEGLI EFFETTI

La direttiva 91/414/CE fornisce dettagli relativi a tutti i dati richiesti per poter immettere sul mercato nuovi prodotti. I dettagli relativi specificatamente ai dati ecotossicologici sono contenuti nella direttiva 96/12/CE nell' allegato II sez. A8 e nell' allegato III sez. B1, con l' integrazione dei criteri utili per il decision making nella Direttiva del Consiglio 97/57/CE.: in essa sono contenuti i valori soglia (*trigger*) che determinano se ulteriori raffinamenti o tests addizionali devono essere svolti.

Per quanto riguarda la stima degli effetti, l' approccio per fasi successive (*tiered approach*) dell' attuale legislazione prevede di confrontare le concentrazioni ambientali previste in un' ottica di worst case con end-point tossicologici standard, eventualmente integrando il dossier con test più specifici nelle fasi successive. Se tale limite viene superato si prosegue come indicato nel paragrafo 2.2

5.7.2. APPROCCIO DETERMINISTICO

La stima del rischio prevede, come sopraccitato, che venga effettuato un confronto tra dati di tossicità per organismi rappresentativi dell' ecosistema e dati presunti di concentrazione ambientale.

TER = end point tossicologico/PEC

Classificando opportunamente i dati relativi ai TER per i vari organismi è possibile quantificare l' entità del pericolo potenziale.

Quando si assume un determinato valore per la tossicità di una sostanza (individuando un effetto riconoscibile per una certa percentuale di individui) si adotta un approccio deterministico, in altre parole si ottiene un risultato univoco. Tale approccio presenta delle criticità, correlate principalmente al fatto che:

- le condizioni di rischio non si presentano effettivamente ovunque
- non esiste una valutazione del rapporto tra le concentrazioni ambientali (misurate o previste) e gli effetti per valori che non siano quelli dell' endpoint tossicologico scelto.

La normativa sopraccitata prevede specifici test per la valutazione della compatibilità ambientale dei prodotti fitosanitari (TGD, 2003).

I principali test richiesti per la registrazione dei prodotti fitosanitari sono elencati di seguito:

Organismi acquatici

Pesci: Valutazione di effetti di tipo acuto o cronico

Le specie di pesci utilizzate nei saggi di tossicità acuta accettati da organismi internazionali (OECD, EU) sono le seguenti:

Brachydanio rerio (pesce zebra), *Cyprinus carpio* (carpa comune), *Lepomis macrochirus* (bluegill), *Leuciscus idus* (golden orfe), *Oryzias latipes* (red killifish), *Pimephales promelas* (fathead minnow), *Poecilia reticulata* (guppy), *Oncorhynchus mikiss* (ex *Salmo gairdneri*) (trota arcobaleno)

Le prove relative ai saggi di tossicità acuta vengono realizzate mantenendo i pesci per 48-96 ore in soluzioni contenenti concentrazioni note della sostanza in esame e vengono espressi generalmente in termini di concentrazione letale mediana (LC50).

Daphnia: determinazione del cosiddetto effetto di immobilizzazione, espresso come concentrazione efficace mediana (CE50). Anche in questo caso i test vengono condotti aggiungendo concentrazioni note di sostanza in acqua per la durata di 24 o 48 ore.

Test algali: sono più mirati a verificare eventuali effetti inibitori della crescita (EC50); tuttavia sarebbe più indicato riferirsi alla possibilità che una sostanza espliciti sia effetti negativi, come inibizione della loro crescita, sia effetti positivi. Le alghe infatti possono essere utilizzate anche come bioindicatori di eventuali processi di eutrofizzazione.

Organismi terrestri

Tossicità per lombrichi, piante superiori ed altri macroorganismi non bersaglio del suolo (ambiente ipogeo).

Il saggio relativo al **verme di terra** utilizza generalmente la specie *Eisenia foetida* (conteggio dei lombrichi sopravvissuti in un terreno artificiale normalizzato dopo 14 giorni con concentrazioni note di inquinante (LC50) (mg/kg suolo)

I saggi effettuati sulle **piante superiori**, anche per l' elevato numero di specie e di risposte ottenibili, non sono ancora standardizzati. In generale si basano sull' influenza esercitata dal potenziale inquinante su germinazione e sulla crescita e sono espressi in termini di EC50.

Molto spesso, sono riportate semplicemente le definizioni di fitotossico, moderatamente fitotossico o non fitotossico.

Altri macroorganismi non bersaglio del suolo: test non standardizzati e dati di difficile reperimento

Tossicità acuta per uccelli, le api da miele ed altri artropodi benefici (ambiente epigeo)

I saggi su uccelli e sulle api vengono espressi in termini di LD50

I saggi su altri macroinvertebrati (ad es. predatori) non sono ancora completamente standardizzati e sono di difficile reperimento in letteratura

5.7.3. LA VALUTAZIONE DELLA PNEC PER IL COMPARTO ACQUE SUPERFICIALI

La PNEC, che è la concentrazione al di sotto della quale non si dovrebbero manifestare effetti nocivi per gli ecosistemi, viene calcolata dividendo il più basso valore di LC50 (Lethal Concentration 50) a breve termine o il valore di NOEC (No Observed Effect Concentration) a lungo termine per un adeguato fattore di sicurezza.

La quantificazione della PNEC si basa su un set di dati tossicologici relativamente limitato a cui devono essere applicati adeguati “fattori di sicurezza” che consentano l’extrapolazione dai valori sperimentali ad un livello che possa essere considerato protettivo per l’ambiente; per fare questo si deve assumere che:

- la sensibilità degli ecosistemi dipende dalla specie più sensibile tra quelle saggiate;
- se si protegge la struttura dell’ecosistema si proteggono le funzioni della comunità.

Queste assunzioni hanno importanti conseguenze, infatti una volta stabilita quale è la specie più sensibile agli effetti tossici di una sostanza in laboratorio, si possono utilizzare i dati che la riguardano estendendoli ad un contesto reale; inoltre il funzionamento dell’ecosistema in cui la specie vive è protetto se la sua struttura non viene eccessivamente modificata in modo tale da non causare un forte squilibrio a tutto l’ecosistema.

Nel TGD (TGD, 2003) vengono proposti degli specifici fattori di sicurezza.

5.7.4. APPROCCIO PROBABILISTICO

I primi sviluppi dell' approccio probabilistico nella stima del rischio risalgono agli inizi degli anni 80 (Van Straalen in Olanda, 1982, Stephan negli USA nel 1985, Koijiman in Olanda nel 1987 etc). le ragioni del passaggio ad un approccio probabilistico possono essere riassunte nei seguenti punti:

- L' osservazione del fatto che gli scenari di worst-case individuati per effettuare la stima del rischio con approcci di tipo deterministico, spesso sovrastimano l' entità del rischio stesso, considerando i potenziali effetti sulle specie più sensibili o su specie indicatrici.
- I metodi probabilistici forniscono informazioni più facilmente utilizzabili da parte dei decision-makers, in quanto stimano l' entità del rischio connesso a diversi intervalli di esposizione, considerando l' intera comunità esposta e non singoli organismi
- Maggiore realismo degli standard elaborati.

La caratterizzazione probabilistica del rischio dal punto di vista teorico prevede di:

- Individuare le aree di sovrapposizione tra la probabilità di riscontrare una data concentrazione nell' ambiente e quella di sensibilità delle specie
- Trasformare le funzioni di probabilità in funzioni cumulative per l' esposizione e per la tossicità
- Combinare le due funzioni cumulative per associare ad una data esposizione una corrispondente entità del pericolo

A livello gestionale si intende, quindi, calcolare la probabilità che in un intervallo di concentrazioni corrisponda una certa entità degli effetti. Calcolando una frequenza di eccedenza dei valori di esposizione rispetto a quelli in grado di produrre effetti tossici , si possono costruire curve del tipo in figura 5.7 nelle quali il decision-maker può stabilire livelli di rischio inaccettabili, richiedenti specifiche misure di mitigazione o accettabili.

5.7.4.1. La SSD (Distribuzione della sensibilità delle specie)

La Species Sensitivity Distribution prevede un approccio probabilistico utile alla definizione dei criteri di qualità ambientale e del rischio per le comunità biologiche, basato sull' assunzione che in una comunità complessa, la sensibilità delle differenti specie nei confronti di un tossico si distribuisce secondo una normale. La distribuzione della sensibilità è stimata attraverso una funzione cumulativa di distribuzione (Fig 5.7) visualizzata in un grafico che presenta in ascissa il logaritmo delle concentrazioni ambientali e in ordinata la

probabilità cumulata, intesa come percentuale di specie affette. Partendo da tale presupposto il numero di specie potenzialmente a rischio, ad una determinata concentrazione di tossico, può essere determinata statisticamente.

Il concetto di Potentially Affected Fraction (PAF) è definito come la percentuale di specie, calcolate dalla curva di probabilità cumulata, che subisce degli effetti avversi ad una data concentrazione di tossico.

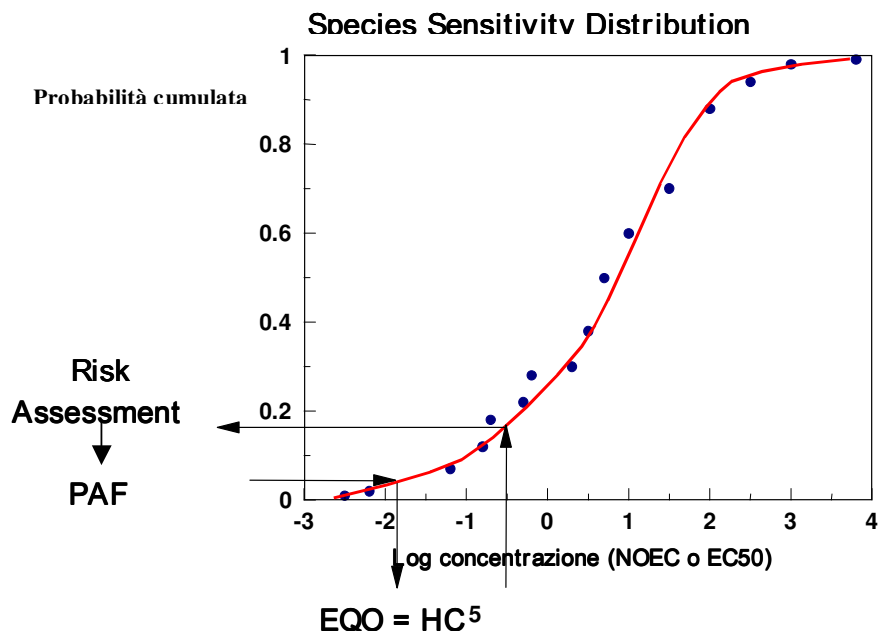


Fig 5.6 L' Environmental Quality Objective (EQO) basato su HC5 (Hazardous Concentration per il 5% delle specie di una comunità) e la Potentially Affected Fraction (PAF) in funzione della concentrazione di tossico.

La PAF può, quindi, essere assunta come una misura del danno alla biodiversità, inteso come numero di specie che subiscono effetti in seguito alla presenza di determinate concentrazioni di tossico nell' ecosistema esaminato.

Le criticità connesse all' utilizzo della SSD riguardano :

- La difficoltà nel reperimento dei dati e nella valutazione della loro affidabilità
- L' incertezza relativa ai valori estrapolabili dalle curve (rispetto all' affidabilità del dato)
- L' assunzione teorica che gli effetti su di una comunità possano essere estrapolati dai dati di tossicità sulle singole specie
- L' ipotesi che gli organismi test utilizzati in laboratorio siano raffrontabili con organismi presenti in natura nel loro ecosistema.
- La necessità di effettuare una selezione rappresentativa degli organismi (Unbiased sample organismi)

L' applicazione della SSD nella stima del rischio

L' applicazione della SSD si rivela particolarmente utile nella procedura di stima del rischio in quanto permette di valutare la distribuzione di sensibilità ad un determinato tossico di una comunità esposta e quindi il potenziale danno alla biodiversità in seguito alla sua immissione.

L' integrazione del SSD richiede ancora una fase di valutazione della sua applicabilità alla luce degli aspetti critici prima evidenziati.

Nel caso di ecosistemi acquatici si richiede:

- la raccolta dati di letteratura distinguendo alghe, invertebrati (crostacei, zooplancton, molluschi) e vertebrati (pesci ed anfibi) acquatici
- la costruzione di comunità potenziali a diversi livelli trofici ed estrapolazione di curve teoriche di costruzione della sensibilità
- il confronto con dati di esposizione
- una stima probabilistica del rischio che associa ad intervalli di concentrazione possibili frazioni di specie esposte al rischio e, quindi , un potenziale danno alla biodiversità

Raccolta dati di letteratura

Uno dei limiti dell' applicazione è legato al reperimento di dati di letterature per un elevato numero di specie, al fine di poter costruire delle curve significative

Dall' esame dei database ecotossicologici disponibili sia in forma cartacea che sul web è emerso che la maggior parte dei dati reperibili fanno a capo ai seguenti riferimenti:

- AQUIRE - database dell' EPA (www.epa.gov/ecotox) nel quale mancano temperatura, ph, durezza alla quale sono stati svolti i test
- database diffusi dal RIVM (www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten). Nei rapporti esaminati, (in particolare nel n.601501002) manca il dato relativo alla temperatura alla quale sono stati svolti i test
- EXTUNET - database dell' University of California-Davis, Oregon State University (<http://extonet.orst.edu>) in cui sono presenti dati completi rispetto ai test ma relativi a poche specie
- PAN Pesticides Database a cura del Pesticide Action Network North America (www.pesticideinfo.org) nel quale mancano temperatura, PH, durezza alla quale sono stati svolti i test

I database più completi, usati per la costruzione delle curve, risultano essere:

- **Acute** (Manual of Acute Toxicity Interpretation and Database for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals) Foster L. Mayer , Mark R. Ellersieck United States Department of the Interior (1986)
- **Aquire** database Aquire a cura dell' EPA¹⁶ aggiornati al 2002

Protocollo di scelta dei dati utilizzabili

Esaminando i dati presenti in letteratura, si è ritenuto necessario definire un protocollo per la scelta dei dati significativi al fine di una loro omogeneità per la costruzione delle curve.

In particolare sono stati considerati:

- i dati di tossicità relativi al LC50 e EC50:
 - per invertebrati acquatici a 24, 48 ore
 - vertebrati a 48, 72, 96 ore
- i dati di tossicità relativi a EC50 per crostacei o per quegli organismi per i quali non sia possibile identificare con certezza la morte. In questo caso l' EC50 permette di valutare come effetto tossico l' immobilizzazione
- i dati provenienti da specie di acqua dolce o di estuario
- i dati derivanti da test eseguiti su organismi al medesimo stadio vitale e in condizioni sperimentali simili.
- i dati relativi a stadi vitali differenti sono stati utilizzati come se si riferissero a specie differenti (ad esempio nel caso di uova, larve e adulti)
- i dati relativi allo stadio vitale che ha maggior sensibilità, per poter valutare il worst – case, nel caso di test ripetuti a stadi vitali differenti.
- ove il dettaglio tassonomico non raggiunga il livello di specie, sono state presi i test ecotossicologici relativi al genere. Questa scelta presuppone che a parità di meccanismo d' azione della sostanza gli effetti all' interno del genere siano identici.
- i dati elaborati in condizioni sperimentali simili;
- la temperatura di esperimento deve essere quella ottimale per la specie,
- il PH deve essere nel range di tollerabilità della specie,
- la salinità deve essere inferiore al 5 per mille
- i dati relativi alle specie unicellulari sono state escluse

Per quanto riguarda l' elaborazione statistica sono state fissati alcuni criteri:

¹⁶ EPA: acronimo dell' Environmental Protection Agency Americana (www.epa.gov) integrato con altri dati è stato ritrovato nel sito (www.pesticideinfo.org)

- nel caso di dati di tossicità molto differenziati per medesime specie e medesime condizioni sperimentali, per ragioni cautelative si è scelto di operare una media geometrica tra i dati disponibili. Anche nei data base dove viene presentato un valore minimo, un valore massimo e una media è stata acquisita quest' ultima
- si fissano le cifre significative dei dati (3) in modo da poter disporre di dati il più possibile omogenei.
- per costruire una curva logistica realistica si ritiene che il numero minimo ottimale di dati di partenza sia pari o maggiore 20
- al fine di ottenere un dato di tossicità relativo al principio attivo puro si opera una normalizzazione del dato, in quanto nei database e in letteratura spesso si fa riferimento a formulati commerciali o a formulati tecnici.

Procedure di elaborazione della curva logistica

I dati opportunamente scelti per popolare il database di riferimento, secondo il protocollo sopra illustrato, permettono di elaborare curve logistiche che approssimano la distribuzione della sensibilità delle specie.

Curva logistica

La curva logistica ha equazione:

$$y = \frac{c}{1 + ae^{-bx}}$$

La difficoltà legata al suo utilizzo è la determinazione dei coefficienti: a, b, c .

Per la determinazione dei coefficienti ci sono tre metodi:

- usare l' approssimazione ai minimi quadrati; ma non si riesce ad esplicitare la X in funzione della Y in questo caso e trovare i coefficienti
- prendere tre punti sperimentali e creare un sistema di tre equazioni in tre incognite. Però il risultato ottenuto con questo metodo non è attendibile perché i punti presi a caso per costruire il sistema possono possedere un grosso errore
- prendere i valori dei tre coefficienti che permettono alla curva di tendenza di fittare il più possibile con la curva sperimentale. Questo metodo è difficile da applicare perché esistono numerose combinazioni di coefficienti da provare sulla curva sperimentale. Inoltre, anche se trovata una combinazione di coefficienti che permette alla linea di tendenza di seguire bene la curva sperimentale, non è detto che sia la più attendibile

Per l' elaborazione automatica delle curve :

- stima manuale del valore dei parametri della curva logistica
- uso del programma statistico SPSS per stimare i coefficienti a , b e c della curva
- il programma Matlab, utilizzando tali coefficienti come input, per calcolare l' andamento della curva logistica con un ottimo coefficiente di correlazione secondo il terzo approccio indicato.

In dettaglio:

1. Stima manuale dei parametri

L' espressione della funzione logistica contiene tre parametri incognite C , A , B .

E' necessario stimare il loro valore:

C deve avere un valore poco superiore al 100, per esempio 105

$A = \ln[(105/5) - 1] = 2.996$: 105 è il valore massimo delle y (variabile dipendente), mentre 5 è il valore minimo delle y

$B = \ln[(105/10) - 1] - A$: 10 è il secondo valore delle y (variabile dipendente), 105 è il valore delle y assunto come massimo

2. Calcolo del valore reale dei parametri attraverso il programma SPSS

Gli input di questo programma sono i valori delle y e delle x , cioè dei dati sperimentali, ma anche i valori delle stime calcolate nella fase precedente.

L' output che questo programma fornisce è il calcolo del valore reale dei coefficienti della curva logistica

3. Elaborazione finale della curva

La rappresentazione della curva viene fatta con il programma Matlab perché con questo programma

- si ottiene un coefficiente di correlazione elevato (0.97)
- è possibile rappresentare sulla curva elaborata i dati sperimentali o solo parte di questi
- è possibile sovrapporre più curve sperimentali su uno stesso grafico

Gli input che occorrono a questo programma sono i dati sperimentali e i valori dei coefficienti stimati con SPSS.

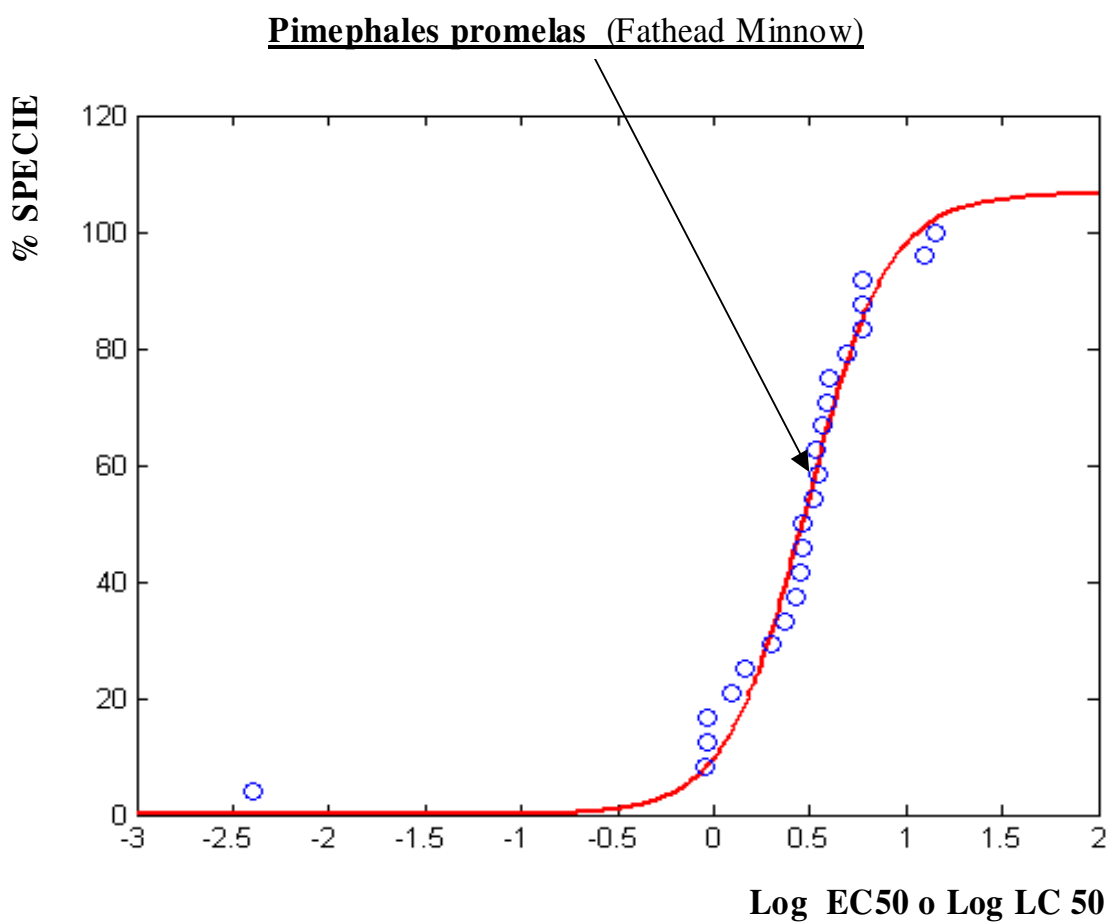
Esempio di elaborazione di una SSD dei vertebrati al Fenitrothion

Elenco dei dati di partenza utilizzati

Elenco organismi	Media geometrica del dato di tossicità (EC50 – LC50) µg/l	% di specie
Barbus ticto	0,004	4,17
Salvelinus fontinalis	0,908	8,33
Salmo trutta	0,917	12,5
Salmo salar	0,926	16,7
Microhyla ornata	1,252	20,8
Perca flavescens	1,462	25
Carassius auratus	2,000	29,2
Cyprinus carpio	2,328	33,3
Tilapia mossambica	2,683	37,5
Lepomis macrochirus	2,783	41,7
Oncorhynchus clarki	2,905	45,8
Labeo rohita	2,913	50
Mystus cavasius	3,286	54,2
Pimephales promelas	3,441	58,3
Oncorhynchus mykiss	3,495	62,5
Oryzias latipes	3,654	66,7
Ictalurus punctatus	3,860	70,8
Lepomis cyanellus	3,996	75
Oncorhynchus kisutch	4,873	79,2
Rana limnocharis	5,861	83,3
Tilapia nilotica	5,960	87,5
Heteropneustes fossilis	5,997	91,7
Channa orientalis	12,164	95,8
Oncorhynchus mykiss(egg)	13,968	100

In grassetto anfibi

Curva logistica relativa ai dati di tossicità al Fenitrothion per i vertebrati

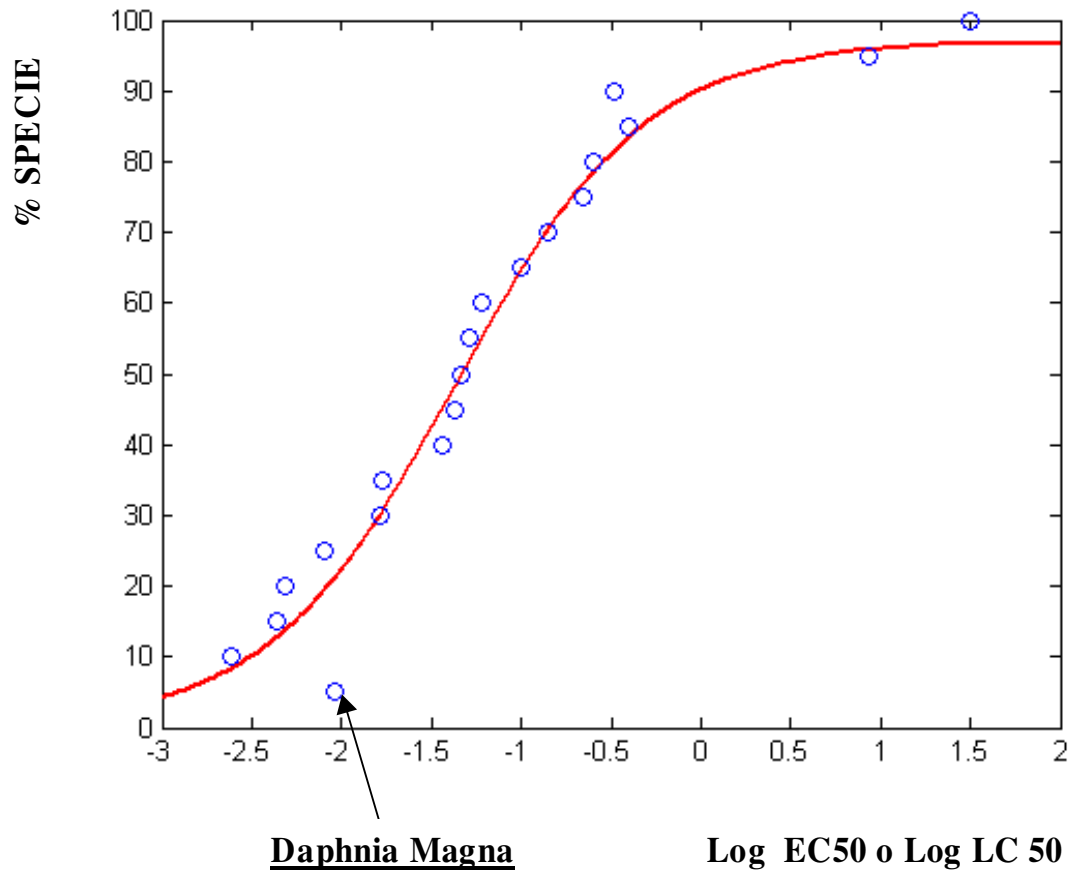


Esempio di elaborazione di una SSD degli invertebrati al Fenitrothion

Elenco dei dati di partenza utilizzati

Elenco organismi	Media geometrica del dato di tossicità (EC50 – LC50) µg/l	% di specie
Aedes cantans	0,00243	5
Chironomus plumosus	0,00438	10
Anopheles stephensi	0,00490	15
Culex pipiens molestus	0,00789	20
Daphnia magna	0,00920	25
Pteronarcy californica	0,01615	30
Culex quinquefasciatus	0,01709	35
Phasganophora	0,036	40
Ophiogomphus	0,04257	45
Isonychia	0,04635	50
Gammarus pseudolimnaeus	0,05160	55
Gammarus fasciatus	0,05985	60
Nigronia serricornis	0,09928	65
Simulium venustum	0,14	70
Pycnopsyche	0,21874	75
Orconectes propinquus	0,25447	80
Oziotelphusa senex senex	0,39953	85
Cheumatophyche brevilineata	3,04213	90
Hirudo nipponia	8,58892	95
Eriocera	31,62309	100

Curva logistica relativa ai dati di tossicità al fenitrothion per gli invertebrati



Prospettive di applicazione

L'elaborazione delle curve si rivela particolarmente complessa allo stato attuale, soprattutto in relazione alla scarsità di dati ecotossicologici disponibili. Gli sviluppi futuri di questa fase di ricerca prevedono l'elaborazione di un set di curve per ogni categoria di prodotto fitosanitario al fine di effettuare dei confronti tra tali curve ed endpoint tossicologici specifici

- per gli invertebrati si è scelto di effettuare il confronto con i dati relativi alla *Daphnia Magna* di cui sono facilmente reperibili dati in letteratura
- per i vertebrati si è scelto di effettuare il confronto con i dati relativi al *Pimephales promelas* (Fathead Minnow) dal momento che esiste per tale organismo un'ampia letteratura. Il confronto potrebbe essere anche fatto anche con la Trota Fario (e/o con altri salmonidi), per la quale vengono effettuati sistematicamente test tossicologici.

Lo scopo sarà quello di individuare la correlazione interspecifica e quindi estrapolare, da dati relativi ad organismi rappresentativi di un ecosistema oggetto di studio, l'andamento teorico della curva di sensibilità ad una determinata classe di tossici

5.8. LA STIMA DEL PERICOLO POTENZIALE

Per effettuare una stima del pericolo è necessario confrontare la cartografia relativa alla distribuzione spaziale dell' esposizione con gli end point tossicologici individuati tramite la stima degli effetti.

Tale confronto può seguire due approcci diversi:

- il calcolo di TER o ETR (rapporti tossicità esposizione) per gli organismi considerati rappresentativi dell' ecosistema esposto in esame e la successiva somma e pesatura di tali valori di TER per la costruzione di indici di rischio
- il calcolo di un TER nel quale l' end point tossicologico è rappresentato da un obiettivo di qualità ambientale (EQO, Environmental Quality Objective), a scelta del decisore, basato su di una concentrazione di pericolo (HQ, Hazardous Concentration per una determinata percentuale di specie , distinguendo ecosistemi terrestri ipogei, epigei, acquatici e per ognuno di essi individuando l' HQ relativo a vertebrati, invertebrati etc) che determina effetti su una frazione delle specie dell' ecosistema in esame (PAF, Potentially Affected Fraction)

La definizione degli indici di rischio (Finizio, 1997; Finizio, 1998) verrà esposta in seguito per gli ecosistemi acquatici e terrestri epigei ed ipogei (cap 7/8/9).

Tali indici di rischio permettono di realizzare mappe spazializzate del pericolo connesso all' immissione di una determinata sostanza nell' area di studio.

5.9. CARATTERIZZAZIONE ECOLOGICA - PAESAGGISTICA

5.9.1. L' AGROECOSISTEMA

L'agroecosistema e' un ecosistema modificato dall'attività agricola che si differenzia da quello naturale in quanto produttore di biomasse prevalentemente destinate ad un consumo esterno ad esso.(Caporali 1991).

Negli ultimi decenni l'evoluzione dell'attività agricola ha portato a considerare il campo coltivato come una razionale catena di montaggio e non come un agroecosistema da mantenere quanto meglio possibile in equilibrio.

L'attività agricola ha, quindi, notevolmente semplificato la struttura dell'ambiente in vaste aree, sostituendo alla pluralità e diversità di specie vegetali ed animali, che caratterizza gli ecosistemi naturali, un ridotto numero di colture ed animali domestici. Questo processo di semplificazione raggiunge una forma estrema nelle aziende ad indirizzo monocolturale. Il risultato finale è un ecosistema artificiale, l'**agroecosistema**, che richiede un costante intervento antropico e che si differenzia dagli ecosistemi naturali in quanto produttore di biomasse destinate prevalentemente ad un consumo esterno ad esso. Per fare degli esempi, nell'ecosistema agricolo il meccanismo di dispersione naturale dei semi viene sostituito dalla semina di poche specie selezionate dall'uomo, l'evoluzione e la selezione naturale delle piante, dalla manipolazione e dal miglioramento genetico, il controllo naturale di insetti, funghi e batteri, viene prevalentemente rimpiazzato dall'uso di insetticidi ed anticrittogamici, la presenza di erbe spontanee, combattuta per mezzo di erbicidi e varie pratiche agricole e la fertilità del suolo viene mantenuta attraverso l'apporto di concimi piuttosto che privilegiare il riciclo degli elementi nutritivi.

La capacità di autoregolazione di un ecosistema viene denominata "omeostasi". Rispetto ad un ecosistema naturale, l'agroecosistema, possiede una minore capacità di autoregolazione, a causa degli interventi antropici che lo hanno modificato in una o più componenti.

La capacità omeostatica di un ecosistema appare infatti, tanto maggiore quanto più la struttura del sistema è complessa, e, entro certi limiti, quanto più elevata è la ricchezza biologica, espressa come numero di specie presenti. Allo scopo di incrementare la complessità strutturale degli agroecosistemi eccessivamente modificati e contribuire alla conservazione della biodiversità (nel paesaggio, nell' agroecosistema aziendale e della fauna vertebrata), si possono attuare specifici accorgimenti e pratiche agronomiche. Uno degli accorgimenti più importanti è rappresentato dalla costituzione di "aree di rifugio", o dal miglioramento di quelle già esistenti.

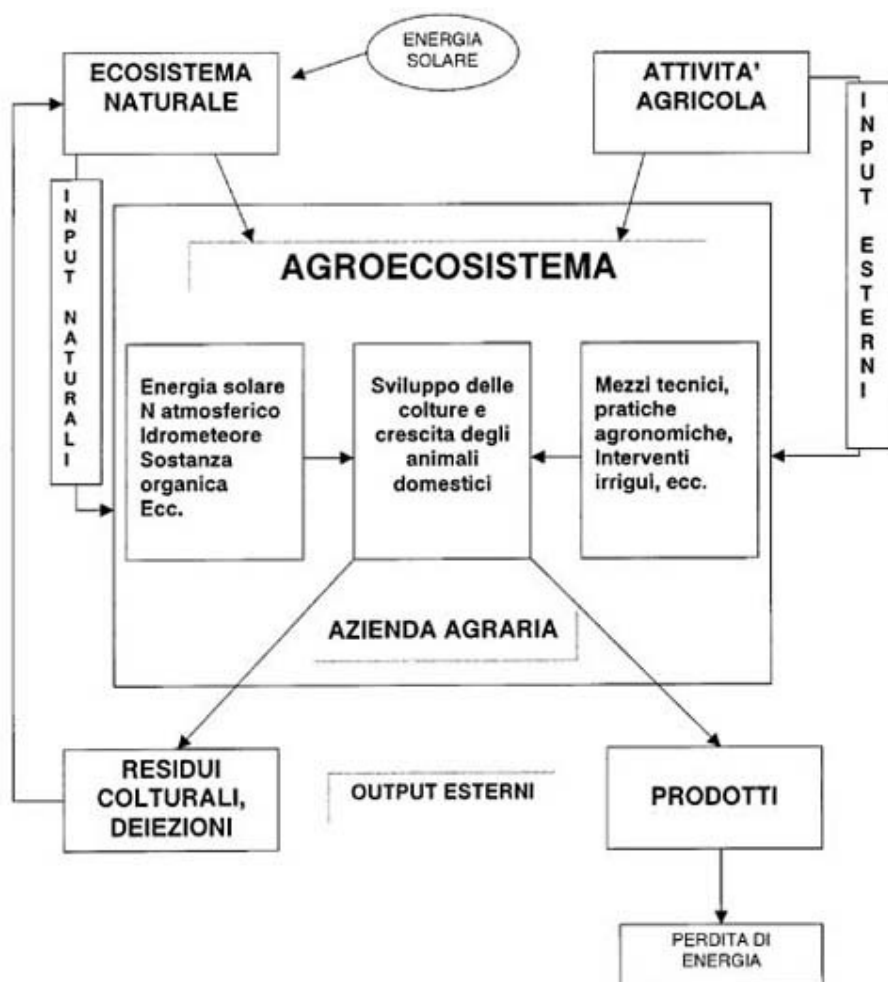


Fig. 5.7 Schema di funzionamento di un agroecosistema

5.9.2. L' INTEGRAZIONE DELLA VALUTAZIONE DI ASPETTI ECOLOGICI E PAESAGGISTICI NELLA STIMA DEL RISCHIO.

L' integrazione di aspetti ecologici e paesaggistici nella stima del rischio permette di valutare la reale presenza di un rischio. Infatti, l' elaborazione della cartografia relativa al pericolo deve essere integrata con informazioni:

- sulla qualità ambientale delle aree esposte, in termini di pregio potenziale, di qualità reale, e di condizioni di un eventuale preesistente contaminazione.
- sulla reale presenza delle specie per le quali si effettua la stima degli effetti

- sulle potenzialità di mitigazione del rischio per fattori paesaggistici (ruolo di boschi, siepi, filari e aree di rifugio)
- sulle eventuali vulnerabilità ecologico-paesaggistiche (presenza di aree sensibili etc)
- sulla complessità del paesaggio, passando dall' analisi della potenzialità per singola specie alla potenzialità di elevata biodiversità

La caratterizzazione ecologica e/ paesaggistica si basa, quindi, su un'analisi qualitativa-quantitativa degli ecosistemi esposti (in termini di vocazionalità faunistica, qualità potenziale, qualità esistente) Per avviare una caratterizzazione ecosistemica degli ambienti lotici e terrestri si possono intraprendere diversi approcci.

Nella metodologia integrata sviluppata essi si articolano come segue:

Stima della qualità potenziale (con l' individuazione di comunità potenzialmente presenti):

- Applicazione spazializzata di modelli di vocazionalità faunistica, basati su caratteristiche morfometriche
- Interpretazione ecologica di immagini telerilevate
- Analisi della qualità del paesaggio e della sua diversità

Stima della qualità reale (con la stima delle comunità realmente presenti):

- Spazializzazione di dati di monitoraggio relativi, ad esempio, ad indici biotici
- Spazializzazione di dati relativi al campionamento /monitoraggio delle specie presenti

5.9.3. LE INFORMAZIONI ECOLOGICO-PAESAGGISTICHE

Analogamente allo schema proposto per i dati relativi alla caratterizzazione territoriale si riporta lo schema relativo ai dati georeferenziati funzionali alla caratterizzazione ecologico-paesaggistica proposta.(Tab. 5.5)

STRATO INFORMATIVO DI PARTENZA	TIPOLOGIA STRATO	STRATI INFORMATIVI INTERMEDI	STRATI INFORMATIVI DERIVATI
Qualità potenziale			
CARTA TECNICA REGIONALE	Vettoriale	DEM	Zonazione ittica
CARTA TECNICA REGIONALE	Vettoriale	Elaborazione di dati morfometrici da DEM	Zonazione comunità di macroinvertebrati
CARTA TECNICA REGIONALE	Vettoriale	Elaborazione di dati morfometrici da DEM	Individuazione aree urbane / aree protette
IMMAGINI TELERILEVATE (Corine Land Cover)	Raster	Elaborazione da immagini telerilevate codificate	Zonazione faunistico/floristica
IMMAGINI TELERILEVATE (Corine Land Cover)	Raster	Elaborazione da immagini telerilevate codificate	Indice di diversità del paesaggio
ORTOFOTO	Raster	Digitalizzazione di boschi, siepi e filari	Mappa della Distribuzione di Boschi, siepi e filari Aree protette, Parchi e zone umide
ORTOFOTO	Raster	Mappa della Distribuzione di Boschi, siepi e filari	Mappe della densità di boschi, siepi e filari
Qualità reale			
CARTA TECNICA REGIONALE	Vettoriale	Digitalizzazione dei punti di campionamento e assegnazione dei valori dell'indice riscontrati	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa dei valori di IBE per i fiumi oggetto di studio
CARTA TECNICA REGIONALE	Raster	Digitalizzazione dei punti di campionamento e assegnazione delle specie individuate e del potenziale areale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa della densità faunistica

Tab. 5.5 Schema dati per la caratterizzazione ecologico-paesaggistica

5.9.4. LA QUALITÀ POTENZIALE DEGLI ECOSISTEMI

Di seguito verranno mostrati alcuni approcci, basati sull' analisi territoriale e quindi integrabili in ambiente GIS per la caratterizzazione ecosistemica senza campionamento diretto .

5.9.4.1. I Modelli di vocazionalità faunistica

Introduzione

Le profonde trasformazioni del territorio ad opera dell' uomo causano l'alterazione, la perdita e la frammentazione degli habitat che costituiscono il maggior pericolo di estinzione per le specie della fauna selvatica. Le potenzialità faunistiche di un territorio possono essere valutate efficacemente tramite l' uso di modelli di vocazionalità faunistica che definiscono l'attitudine di un territorio ad ospitare una specie in base alle caratteristiche geomorfologiche, climatiche, vegetazionali e antropiche del territorio stesso. I risultati di questi modelli vengono sintetizzati in carte di vocazionalità faunistica e costituiscono uno strumento utile alla stima del rischio, alla conservazione degli habitat naturali e alla gestione della fauna selvatica .

Per questi modelli è particolarmente importante garantire adattabilità e modificabilità per adeguarli alle esigenze specifiche relazionate alla tipologia di specie o di area analizzata. Un ulteriore aspetto importante è la possibilità di validazione di una carta di vocazionalità con dati relativi alla presenza della specie.

Ruolo dei modelli di vocazionalità faunistica

Modelli di Vocazionalità Faunistica (MVF)¹⁷ sono modelli della relazione tra la presenza e l' abbondanza di una specie e le caratteristiche dell' habitat in cui essa vive. Essi sono volti all'individuazione in un territorio di quelle aree che, grazie alle loro caratteristiche ambientali, sono adatte ad ospitare una certa specie.

Elementi fondamentali di ogni modello di vocazionalità faunistica sono le variabili ambientali, gli indicatori e la funzione di classificazione.

I parametri ambientali importanti sono molteplici e variano, ovviamente, a seconda delle specie. Essi riguardano tutti quei fattori morfologici, vegetazionali, climatici, trofici, antropici,

¹⁷ In bibliografia i Modelli di Vocazionalità Faunistica sono anche chiamati: modelli di valutazione ambientale, modelli di distribuzione della fauna, modelli di presenza potenziale della specie. La letteratura americana fa spesso riferimento agli Habitat Suitability Indices (HSI), che però indicano solo alcuni di questi modelli.

che determinano, o influenzano, la disponibilità di cibo e di ripari, la possibilità di riprodursi, la qualità dell' ambiente, l' interazione con altre specie, il disturbo causato dall' uomo (vedi Esempi di variabili ambientali utilizzate nei MVF).

Gli indicatori (o indici di vocazionalità) esprimono la potenziale presenza e abbondanza della specie in termini di idoneità del territorio (es. non adatto, adatto, buono, ottimo) oppure in termini di presenza/assenza, di probabilità di presenza o di densità potenziale.

La funzione di classificazione esprime la relazione che lega gli indici di vocazionalità alle variabili ambientali. Essa può avere diversi gradi di complessità: da semplice relazione logica fino a complessa funzione matematica.

I risultati di un modello di vocazionalità faunistica per una specie vengono sintetizzati nelle carte di vocazionalità faunistica, illustrati precedentemente, che evidenziano i potenziali habitat per quella specie presenti sul territorio. Queste carte nascono, quindi, dal confronto tra le caratteristiche ambientali di un' area e le esigenze ecologiche della specie espresse dal modello di vocazionalità. A seconda dell' indicatore del modello di vocazionalità utilizzato, le carte di vocazionalità faunistica possono esprimere dei punteggi d'idoneità ambientale del territorio per la specie oppure indicare una probabilità di presenza della specie o una densità potenziale. Un esempio di software sviluppato ad hoc per la vocazionalità faunistica di ambiente terrestre è il VVF - Valutazione della Vocazionalità Faunistica, che, integrato all' interno del Sistema Informativo Geografico (GIS) Grassland, consente di produrre carte di vocazionalità faunistica per gli ecosistemi epigei (Ranci Ortigosa, 1999)

Gli Habitat Suitability Indices

Tra i modelli di valutazione ambientale, particolare importanza rivestono gli Habitat Suitability Indices (HSI) che sono stati proposti e sviluppati dall'U.S. Fish and Wildlife Service del dipartimento degli Interni del Governo Federale Americano e che sono applicati correntemente per gli studi di impatto ambientale negli Stati Uniti, sia per gli ecosistemi terrestri che per quelli di acque interne superficiali. Attualmente sono stati sviluppati Habitat Suitability Indices per più di 350 specie di vertebrati presenti negli Stati Uniti. L' U.S. Fish and Wildlife Service si propone di svilupparne per tutti i mammiferi e gli uccelli nord-americani. Caratteristica degli HSI è l'esprimere l'attitudine di un'area ad ospitare una certa specie come funzione (tipicamente la media geometrica, la media aritmetica od una combinazione delle due) degli indici di vocazionalità dei singoli parametri ambientali. Tali indici associano a tutti i valori che ogni singola variabile può assumere un punteggio, spesso compreso tra 0 e 1, espressivo della bontà di quel valore per la presenza della specie

considerata. Per ogni modello viene anche definita l' applicabilità, specificando l' area geografica e la stagione per cui è stato sviluppato. Gli HSI sono utili per rappresentare in una forma semplice e facilmente comprensibile le relazioni tra un habitat e la specie che in esso vive. La loro importanza consiste nel fornire, quale risultato finale, un indice che può essere calcolato in situazioni diverse e confrontato per valutare progetti alternativi. Tuttavia essi presentano alcuni limiti. Primo fra tutti è quello di non essere generalmente né sviluppati né validati su dati di campo. Questo implica che la loro accuratezza spesso non è conosciuta.

Aspetti critici

I Modelli di Vocazionalità Faunistica costituiscono un buon approccio per lo studio della relazione specie-habitat. I biologi della selvaggina spesso basano infatti le loro decisioni gestionali su considerazioni soggettive avulse da un' analisi scientifica dei dati disponibili. I Modelli di Vocazionalità Faunistica costituiscono invece una procedura quantitativa, trasparente e ripetibile, basata su metodi scientifici rigorosi che può essere usata appropriatamente per riconoscere, tra le variabili ambientali misurabili prese in considerazione, quelle che sono critiche per la presenza della specie e per ipotizzare, con un certo grado di incertezza, la presenza e la densità della specie. Questi modelli possono quindi essere efficacemente usati per stimare l' effetto potenziale di diverse politiche di gestione o dell' impatto di nuovi progetti sulla fauna locale.

Malgrado i numerosi vantaggi l'utilizzo dei Modelli di Vocazionalità Faunistica presenta anche alcune limitazioni. Parte di esse sono dovute al fatto che la predizione dell' uso dell' habitat da parte di una specie è complicato da vari fattori. In particolare, la capacità del modello di mettere in luce le preferenze ambientali della specie e, quindi, di differenziare tra zone adatte e non adatte alla specie può essere ridotta nei seguenti casi:

- la popolazione non ha ancora colonizzato tutti gli habitat idonei ovvero l' ambiente osservato non è "saturo" della specie. In questo caso ci sono zone adatte ma non ancora occupate;
- l'ambiente, la popolazione e l' habitat che essa seleziona variano nel tempo in maniera rilevante (e tali cambiamenti non sono monitorati abbastanza frequentemente);
- la specie studiata non è contraddistinta da una relativa sedentarietà (è il caso di specie ornitiche solo nidificanti o svernanti).

Altre limitazioni riguardano l' utilizzabilità dei modelli. In primo luogo, infatti, sebbene l'uso di molte variabili ambientali non ponga problemi dal punto di vista scientifico e teorico, tuttavia

può limitare notevolmente l' applicabilità pratica dei modelli soprattutto per l'impossibilità o la difficoltà e comunque l'elevato costo del reperimento di tutte le informazioni necessarie. Una maggiore quantità di variabili ambientali comunque non significa necessariamente una maggiore accuratezza e affidabilità del modello. Determinante risulta, invece, la scelta delle variabili che sono effettivamente associate in modo significativo alla densità della specie stessa. In ogni caso è evidente che la scelta e la misurazione delle variabili ambientali di un Modello di Vocazionalità Faunistica è condizionata dalla percezione che ha l' uomo dell' ambiente e tale percezione può essere notevolmente diversa da quella della specie in studio.

I Modelli di Vocazionalità Faunistica riescono a spiegare solo in parte le variazioni della densità o dell' abbondanza della specie, soprattutto nel caso di specie migratorie. Questo non significa che le condizioni ambientali non siano importanti ma che esse costituiscono solo alcuni dei fattori che influiscono sulla presenza e sull' abbondanza di una specie in un territorio. I Modelli di Vocazionalità Faunistica non considerano infatti la storia naturale della specie, l' interazione con le altre specie (se non molto raramente e in maniera piuttosto semplificata) e la dinamica della popolazione. In particolare, prescindere dalla demografia significa non tenere conto di tutte quelle caratteristiche macroscopiche della popolazione, quali il tasso di accrescimento, la struttura d' età e di taglia, le possibili fluttuazioni nel tempo, che sono fondamentali nel valutare lo stato di salute di una popolazione. Uno studio sull' andamento demografico di una popolazione in aggiunta alla creazione di carte di vocazionalità faunistica può sicuramente fornire contributi altrettanto importanti per la gestione della fauna.

Il ricorso ai Modelli di Vocazionalità Faunistica deve essere naturalmente sempre accompagnato da una conoscenza biologica dettagliata delle specie e degli habitat presi in considerazione.

Modelli di vocazionalità faunistica e GIS

L' implementazione di modelli di vocazionalità faunistica in un GIS permette di gestire i dati spaziali e di effettuare una serie di operazioni di analisi spaziale quali:

- raggruppare i valori di vocazionalità in classi;
- associare una densità potenziale di animali ad ogni punteggio di vocazionalità;
- determinare l' area totale di ciascuna classe di vocazionalità;
- determinare il numero totale di capi potenzialmente sostenuto da ciascuna area di vocazionalità;

- determinare le aree dei singoli patches;
- determinare il numero di animali potenzialmente presenti in ogni patch;
- eliminare patches piccoli cioè che, sebbene adatte al sostentamento delle specie per le loro caratteristiche ambientali, tuttavia risultano di estensione insufficiente;
- valutare la coincidenza tra le classi di vocazionalità e gli avvistamenti reali degli animali (confronto tra 2 mappe Raster).
- attribuire un pregio ecologico potenziale alle aree

Le variabili utilizzate nei modelli di vocazionalità faunistica

Si riporta un elenco delle variabili più utilizzate nei modelli di vocazionalità faunistica

1) variabili morfologiche:

- altitudine, esposizione, pendenza, sviluppo superficiale;
- litologia, geomorfologia, pedologia, conformazione della roccia, rischio idrogeologico e dissesti;
- reticolo idrografico, punti acqua;
- insolazione.

2) variabili vegetazionali:

- uso del suolo;
- copertura vegetazionale (tipologie fisionomico-vegetazionale delle specie vegetali che ricoprono il suolo), fitosociologia, struttura ed età del bosco, altezza e densità delle piante, copertura della volta;
- habitat.

3) variabili trofiche:

- biomasse delle varie tipologie vegetazionali, produttività dei pascoli, degli arbusteti e dei boschi;
- distribuzione e densità di prede, predatori e competitori;
- distribuzione e quantità degli abbattimenti delle varie specie;
- siti di nidificazione, rifugio, allevamento prole.

4) variabili meteo-climatiche:

- temperature medie, massime, minime stagionali;
- distribuzione, altezza e permanenza del manto nevoso;
- piovosità stagionale;
- forza e direzione dei venti.

5) variabili antropiche:

- uso del suolo;
- rete viaria;

- distribuzione rifugi, sentieri, impianti sciistici, pressione antropica da turismo estivo ed invernale;
- pressione venatoria, presenza di bracconaggio e randagismo;
- suolo urbanizzato, distribuzione discariche e fonti di inquinamento; distribuzione attività zootecniche;
- distribuzione attività agricole, distribuzione e concentrazione erbicidi e pesticidi;
- distribuzione delle fonti di rumore;
- rischio di incendio.

5.9.4.2. Modelli di vocazionalità faunistica basati su interpretazione di immagini telerilevate

Esistono diversi lavori in letteratura che hanno valutato la possibilità di individuare le principali unità ecosistemiche a livello di macroscale tramite l' interpretazione di immagini telerilevate che possono fornire indicazioni sulla morfologia e le caratteristiche territoriali di un territorio permettendo di associare tali caratteristiche alla componente biotica ad essi relativa e alle situazioni potenziali di perturbazione.

In particolare, grazie al processamento delle immagini " Corine Land Cover" è possibile associare degli habitat potenziali alle classi attribuite alle immagini.

Nella individuazione degli habitat si è fatto a riferimento alla classificazione dei biotopi naturali e seminaturali presenti nei Paesi dell' Unione Europea, contenuta nel Progetto "CORINE Biotopes" (Devillers et al., 1991; Bricchetti & Gariboldi, 1997), pubblicato dal Dipartimento Generale "Ambiente, Sicurezza Nucleare e Protezione Civile" della Commissione delle Comunità Europee.

Questa classificazione attribuisce dei codici numerici alle differenti tipologie ecosistemiche, che arrivano fino a sei livelli di definizione; nell' elaborazione dei dati ci si ferma al numero di livelli congruenti con il livello d' analisi della attività.

In generale, la caratterizzazione ecosistemica degli ambiti di macroscale ripercorre la seguente suddivisione:

- corsi d' acqua naturali, suddivisi nei tratti montano e vallivo e distinti tra tributari alpini e appenninici;
- grandi laghi;

In questo ambito si citano le caratterizzazioni relative ai corsi d' acqua naturali distinti, per quanto riguarda l' Italia, in corsi d' acqua alpini ed appenninici (Corine 24.1). In tali caratterizzazioni, per ciascun tratto si riportano:

- descrizione

- fitocenosi (utili nella valutazione del loro potenziale ruolo nella buffer zone)
- zoocenosi
- potenziali fattori di alterazione (per valutare potenziali preesistenti fonti di contaminazione)

La potenzialità di tale metodo consiste nella possibilità di associare ad immagini telerilevate (in formato raster) le informazioni relative alla vocazionalità ecosistemica dei pixel in esame derivante da campionamenti effettuati in aree simili.

La processazione delle immagini telerilevate permette, quindi, di associare a ciascuna tipologia di pixel una sensibilità differente.

La possibilità di individuare diverse specie di organismi potenzialmente presenti è funzionale anche ad un approccio alla stima degli effetti che tenga in considerazione non solo organismi rappresentativi dell'ecosistema ma anche altre specie (si veda, a questo proposito, il paragrafo sulla Specie Sensitivity Distribution, 5.7.4).

5.9.4.3. Modelli di vocazionalità faunistica per l' ecosistema acquatico basati su caratteristiche morfologiche territoriali

Gli habitat fluviali si ripartiscono lungo il loro profilo longitudinale, rispetto al verso di scorrimento, secondo una successione di ambienti, ciascuno dei quali possiede caratteristiche peculiari.

Gli idrobiologi distinguono più zone ad ognuna delle quali viene assegnato un nome corrispondente al taxon ittico che in quell' ambiente trova le condizioni ambientali all' optimum per l' intero ciclo vitale.

Il concetto di vocazione ittica viene inteso come l' attitudine di un corso d' acqua a costituire l' habitat ideale per un determinato taxon ittico. La determinazione della vocazione di un corso d' acqua è legata all' osservazione di diversi parametri, quali:

- velocità della corrente
- temperatura dell' acqua
- tipo di substrato
- larghezza dell' alveo
- pendenza
- tipologia di vegetazione presente.

La raccolta di tutti questi dati richiederebbe uno studio lungo e laborioso di ogni singolo ambiente fluviale per una precisa individuazione della zona con una certa vocazione ittica. Per questo motivo sono state sviluppate le ricerche di correlazioni tra un determinato habitat e un set di parametri più ristretto, in modo tale da rendere più semplice e agevole una determinazione, basata su processi semplificati, della vocazione di un corso d' acqua.

Di seguito si riporta un altro approccio, integrabile in ambiente GIS, per la valutazione della vocazionalità ittica dei corsi d' acqua, basata su indagini morfometriche

Modello di zonazione longitudinale dei corsi d' acqua secondo Huet

Uno dei primi tentativi di zonazione di un corso d' acqua basato sull' analisi di pochi parametri fondamentali, determinanti in maniera rilevante la tipologia di habitat, risale al 1949, con lo studio di Huet (Huet, 1949).

Huet individuò nella velocità della corrente e nella temperatura parametri fondamentali per la caratterizzazione delle biologie fluviali. Questi parametri possono a loro volta essere correlati con le caratteristiche morfometriche dell' asta fluviale (larghezza e pendenza in primis).

Su queste basi venne formulata la cosiddetta Regola delle pendenze, il cui enunciato è il seguente:

“ All' interno di una regione biogeografica determinata, acque correnti della medesima importanza quanto a larghezza e profondità, che possiedono delle pendenze comparabili, hanno delle caratteristiche biologiche e specialmente delle popolazioni di pesci analoghe” .
Tale regola evidenzia l' importanza della larghezza e della pendenza nel determinare la velocità della corrente e quindi la ripartizione della fauna ittica.

La classificazione longitudinale proposta da Huet individua quattro zone d' acqua dolce che dovrebbero essere caratterizzate da una propria fauna ittica, da monte a valle esse sono:

- zona a trote
- zona a temoli
- zona a barbi
- zona ad abramidi

La suddivisione, nel presente lavoro, è stata modificata per essere adeguata alle condizioni delle acque dolci italiane e alla suddivisione prevista dalla legge 152/99 (e successive modifiche) sulla tutela delle acque. Le zone sono divise , da monte a valle in:

- zona a trota fario
- zona a trota marmorata
- zona a ciprinicoli reofili
- zona a ciprinicoli limnofili

E' importante notare come la presenza di determinati taxa permetta di assegnare, in maniera approssimativa, una classe di pregio alle acque.

In base al grafico elaborato da Huet è stata approntata (Gentili ¹⁸) una tabella che per ogni incrocio tra un intervallo di larghezza e un valore di pendenza fornisce il nome del taxon che si ritiene sia maggiormente rappresentato in quella tipologia di habitat.

Taxa ittici		Trota fario	Trota marmorata	Ciprinidi reofili	Ciprinidi limnofili
Pendenza					
Larghezza (m)	0-5	>7.6	7.6-3.2	3.2-1.4	<1.4
	5-10	>6.9	6.9-2.7	2.7-1	<1
	10-20	>6.3	6.3-0.3	0.3-0.7	<0.7
	20-30	>5.6	5.6-2	2-0.5	<0.5
	30-40	>5.3	5.3-1.7	1.7-0.4	<0.4
	40-50	>4.9	4.9-1.5	1.5-0.4	<0.4
	50-60	>4.6	4.6-1.4	1.4-0.4	<0.4
	60-100	>4.3	4.3-1.1	1.1-0.3	<0.3

Tab. 5.7 Tabella delle pendenze in relazione a classi di larghezza dei fiumi

Grazie a questa tabella si semplifica notevolmente l'elaborazione necessaria per stabilire la vocazionalità di un corso d'acqua, risultando particolarmente utile la produzione di cartografia su scala regionale per operare stime di rischio. Infatti, la valutazione di un corso d'acqua secondo i parametri su esposti non indica un'effettiva presenza di specie, ma un'indicazione dell'attitudine del corso d'acqua e quindi un pregio potenziale delle acque.

L'elaborazione di carte della vocazionalità ittica (intese come carte di attitudine del corso d'acqua a rappresentare un habitat idoneo per determinate specie e non come carte di censimento delle specie presenti) è effettuata per determinare soglie di accettabilità degli indici di rischio (come per esempio il PRISW-1, si veda capitolo 8) per diverse zone vocazionali. L'individuazione di zone relative ad una determinata fauna ittica risulta utile per definire per quali acque il rischio correlato ad elevate concentrazioni di principio attivo presente è rilevante. Una carta di questo tipo risulta inoltre un'informazione sinottica, che non varia nel tempo, e rappresenta quindi un riferimento per qualsiasi elaborazione successiva.

¹⁸ Comunicazione personale

L' elaborazione della carta della vocazionalità ittica: Regione Lombardia

La carta della zonazione ittica è stata elaborata allo scopo di suddividere il profilo longitudinale dei corsi d' acqua identificando, in base ai valori di pendenza e larghezza dell' alveo riscontrati, la tipologia di habitat che tali corsi rappresentano.

Per produrre la carta della zonazione ittica è stato utilizzato il software Ilwis.

Le informazioni legate ai parametri in ingresso sono state utilizzate (definendo classi di valori) come assi (righe/colonne) nella costruzione di una tabella a doppia entrata, la cui applicazione ha permesso di produrre la carta della zonazione. Le varie classi (trota fario, trota marmorata, ciprinidi reofili e ciprinidi limnofili) sono state visualizzate rappresentando così una suddivisione dei corsi d' acqua secondo il loro pregio potenziale. (Fig.5.8)

I dati in ingresso sono stati acquisiti con diverse modalità. Per quanto riguarda la pendenza è stato costruito un DTM acquisendo dalla cartografia informatizzata regionale, in formato vettoriale, isolinee e punti quotati. Per la zona montana sono state acquisite le isolinee, ogni 100 metri, dalla carta regionale (scala 1:25000); mentre per la zona pedemontana l' acquisizione delle stesse è stata fatta ogni 5 metri dalla carta regionale (scala 1:10000). L' elaborazione della zone di pianura è stata effettuata partendo dai punti quotati (eliminando quelli riferiti a terrapieni antropici) interpolati in modo da ottenere le curve di livello. Le isoipse relative alle varie zone sono state poi unite e importate in Ilwis per generare il DTM, dalla cui elaborazione si sono ottenuti i valori di pendenza, in formato aster, per ogni pixel.

Il secondo parametro è la larghezza dei fiumi, definita come la larghezza del perimetro bagnato. Essa è stata acquisita ogni cinque chilometri dalla cartografia tecnica informatizzata regionale (scala 1:10000) generando successivamente uno strato informativo in formato raster.

Applicando una tabella a due dimensioni ,che per ogni intervallo di valori di pendenza e larghezza del corso d' acqua individua un taxon ittico, si è potuta suddividere la regioni di interesse in 113 sub-bacini, ognuno dei quali è caratterizzato dal taxon potenzialmente presente.

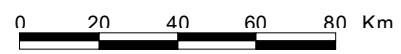
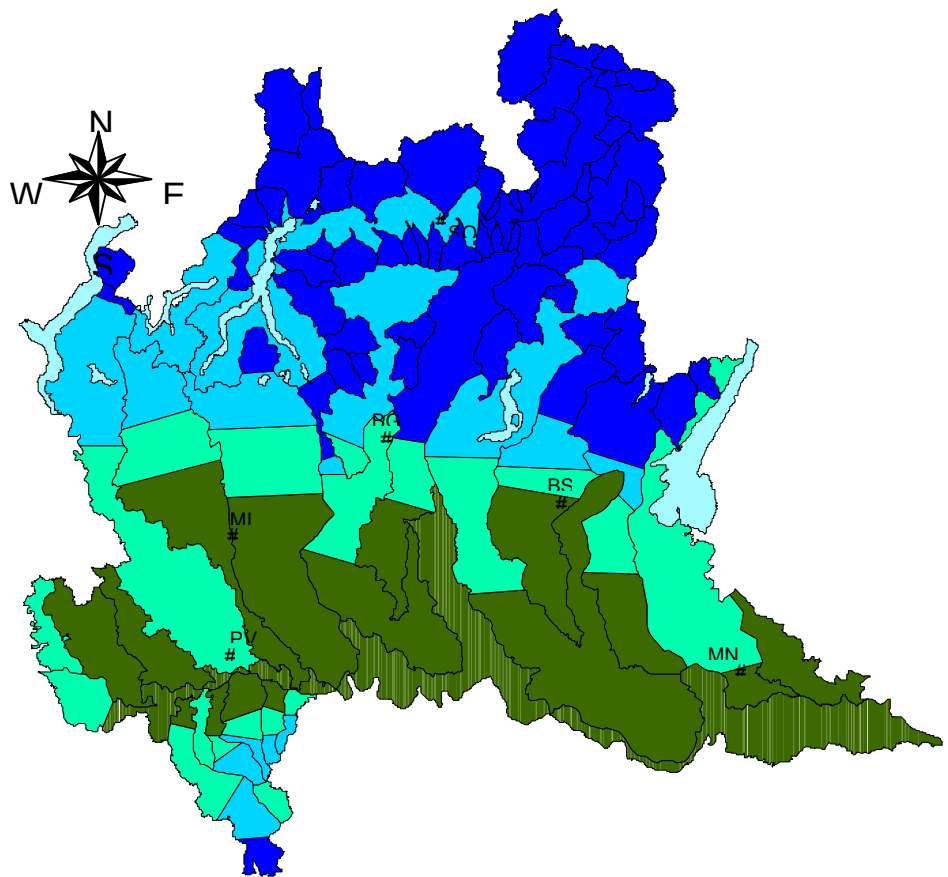


Fig. 5.8 La Carta della Zonazione Ittica per la Regione Lombardia

5.9.4.4. Applicazione spazializzata del River Continuum Concept (RCC)

La struttura ecosistemica di un corso d' acqua dipende dalle relazioni che intercorrono tra il fiume ed il territorio circostante e dal *continuum* di ambienti che si susseguono dalla sorgente fino alla foce in un' ininterrotta trasformazione: sorgente, torrente, fiume di pianura. Questi diversi tratti sono caratterizzati da una serie di variazioni a livello di portata, di turbolenza, diversità delle tipologie dei sedimenti, differente composizione chimica dell' acqua, diversità morfologica dell' alveo (diritto, sinuoso, inciso, ampio, pensile ecc.). (Fig 5.9)

I diversi tratti sono contraddistinti anche dalla diversa profondità dell' acqua e dal tipo di fondo che, insieme a molti altri fattori, contribuisce ad influenzare le interrelazioni e gli scambi tra strato superficiale e falda; inoltre, l' azione erosiva e la capacità di deposito dei sedimenti contribuiscono a trasformare e modellare il territorio.

Il fiume è un “ organismo vivo” , in lenta e continua trasformazione, la cui natura è definita da un insieme molto complesso di equilibri che facilmente si possono alterare.

Le tre parti in cui è suddiviso schematicamente il fiume sono dette rispettivamente: crenon la zona della sorgente, rhitron la zona del torrente, potamon la fascia di pianura; tra loro non è però possibile stabilire una netta zonazione perché i parametri fisico – chimici e la componente biotica variano con continuità per tutto il corso d' acqua dalla sorgente alla foce.

Analogamente a quanto avviene per la vocazionalità ittica, è possibile individuare alcuni fattori morfologici del corso d' acqua che permettono di individuare la potenziale comunità di invertebrati.

Il River Continuum Concept prevede di fornire uno schema interpretativo della distribuzione longitudinale delle comunità in un corso d' acqua in base alle caratteristiche morfologiche del corso d' acqua (Vannote et al, 1980). Esso permette di individuare come vari il funzionamento degli ecosistemi da monte a valle. (Allan, 1995).

Partendo dalla suddivisione prevista dalla zonazione ittica si può attribuire ad ogni zona una potenziale comunità composta in modo da rappresentare un optimum rispetto alle specie previste dall' Indice Biotico Esteso.

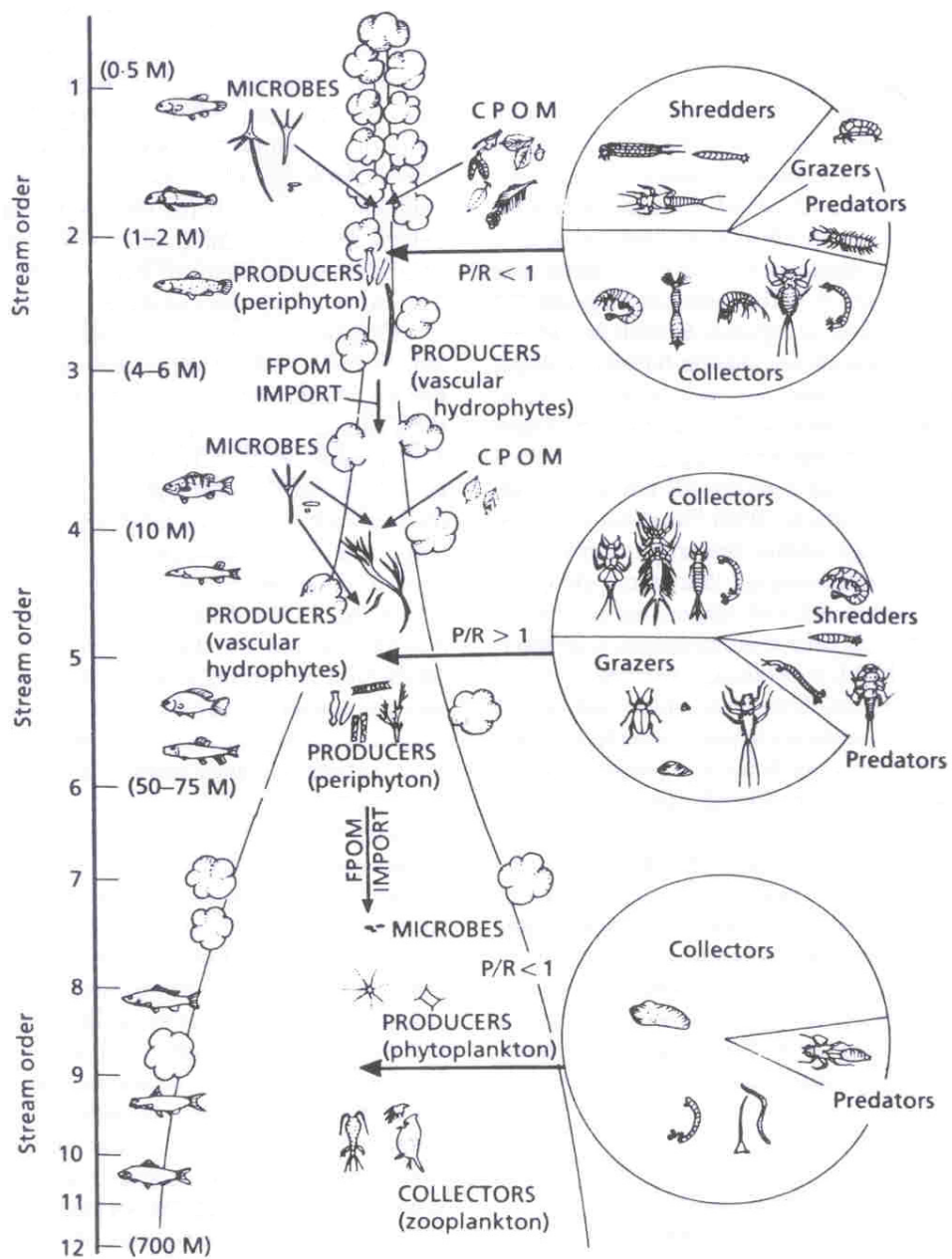


Fig. 5.9 Variazione della composizione delle comunità lungo un'asta fluviale secondo il River Continuum Concept

5.9.5. BIODIVERSITÀ E PAESAGGIO

5.9.5.1. La Biodiversità

Per biodiversità o diversità biologica si intende la moltitudine e la variabilità esistente tra gli organismi viventi, microrganismi, piante ed animali, di ogni origine e natura, che popolano le terre emerse, le acque superficiali e gli oceani, i rapporti tra i quali sono regolati dai cicli biogeochimici e si manifestano attraverso le catene alimentari.

La definizione di biodiversità non dovrebbe limitarsi esclusivamente agli aspetti relativi alle risorse genetiche o alla conservazione delle specie in via di estinzione. Come precisato nella Convenzione sulla diversità biologica e nella Strategia paneuropea sulla diversità biologica e paesaggistica, la biodiversità riflette la varietà della vita e dei suoi processi. Questo concetto comprende tutte le forme di vita, dagli organismi monocellulari a quelli più complessi, nonché i processi, le vie e i cicli che aggregano gli organismi viventi in popolazioni, ecosistemi e paesaggi.

La biodiversità riguarda tre livelli:

- diversità genetica: la varietà delle componenti genetiche riscontrate negli individui di una determinata specie;
- diversità delle specie: la varietà degli organismi viventi riscontrata in un determinato ambiente;
- diversità degli ecosistemi: la varietà di specie, funzioni e processi ecologici (sia a livello quantitativo che qualitativo) che si riscontra in ambienti fisici diversi.

Per essere veramente completa una strategia a favore della biodiversità in agricoltura deve tenere conto di tutti questi livelli e utilizzare strumenti adeguati per i tre principali settori della biodiversità:

- la varietà genetica delle piante e degli animali addomesticati (pool genetico, patrimonio naturale, paesaggi, ecc.) che si manifesta dopo anni - o meglio secoli - di equilibrio tra le attività umane e gli ecosistemi naturali e che comunque è più semplice della biodiversità "selvatica";
- biodiversità "selvatica" (flora e fauna selvatiche in rapporto all'attività colturale); nel prestare particolare attenzione alle specie e agli ecosistemi in via di estinzione è importante non sottovalutare questo aspetto;
- i sistemi di supporto alla vita, compresi i microbiota del suolo, gli agenti impollinatori, i predatori e tutti gli organismi che fungono da supporto per la fertilità e la produttività degli ecosistemi agricoli

Le minacce per la biodiversità

A causa dello sviluppo accelerato e dello sfruttamento indiscriminato delle risorse naturali, sfruttamento accentuatosi da 150 anni a questa parte, ed in particolare negli ultimi 50, molte specie animali e vegetali si sono estinte, e molte altre minacciano di estinguersi sul nostro pianeta, impoverendo in tal modo gli eco-sistemi di cui facevano parte e, spesso, minacciando la sopravvivenza dei medesimi.

Questi eco-sistemi, nel loro complesso, hanno una buona capacità di riequilibrare tali perdite, qualora ciò dovesse verificarsi con continuità ed intensità crescente esiste un' alta percentuale di probabilità che vengano a prodursi danni irreversibili.

La sopravvivenza di numerose specie selvatiche presenti in Europa è sempre più in pericolo. Circa la metà delle specie note di vertebrati e oltre un terzo delle specie aviarie sono in via di estinzione. Questa tendenza interessa anche habitat di particolare importanza biologica quali le zone umide. Per contro, alcune specie vengono conservate e talvolta riescono persino a ristabilirsi proprio grazie alla continuazione di pratiche agricole estensive e all'introduzione delle colture biologiche. I fattori che incidono maggiormente sulla biodiversità in termini negativi sono l'urbanizzazione, lo sviluppo di infrastrutture, i danni all'ambiente acquatico (eliminazione di zone acquatiche, inquinamento ed eutrofizzazione), l'agricoltura intensiva e l'abbandono delle campagne, la riforestazione troppo uniforme, il cambiamento climatico e i fenomeni atmosferici (riscaldamento e acidificazione), nonché l'impoverimento e l'erosione del suolo. Come già ribadito nella seconda valutazione sull'ambiente in Europa, il diverso utilizzo dei terreni nella maggior parte del territorio europeo ha modificato e ridotto la diversità degli habitat naturali e seminaturali degradando il suolo, inquinando l'ambiente e disturbando l'equilibrio delle specie.

Inoltre, numerosi studi dimostrano chiaramente il nesso tra le pratiche agricole e la biodiversità come rilevabile nei sistemi agricoli tradizionali europei. Se da un lato l'intensificazione delle colture e la marginalizzazione di talune zone coltivate interessano molte aree, dall'altro lato molti i problemi inerenti all'impatto sulla biodiversità sono soprattutto legati al declino delle zone coltivate.

La biodiversità agricola, un aspetto della biodiversità in generale, è essenziale per soddisfare i bisogni fondamentali della popolazione umana in termini di sicurezza alimentare. Sono gli agricoltori che la gestiscono spontaneamente, tanto che svariate componenti della biodiversità agricola non sopravviverebbero in assenza di questa interferenza umana. Tenuto conto del livello di interferenza delle attività umane sulla biodiversità agricola, la sua conservazione nell'ambito dei sistemi di produzione è strettamente legata al concetto di sostenibilità: sviluppare un'agricoltura sostenibile significa che le pratiche colturali e zootecniche devono restare produttive nel lungo periodo nell'ottica non solo ecologica ma

anche biologica, economica e sociale. Il fatto che taluni ecosistemi siano minacciati di estinzione a seguito dell'abbandono di forme di agricoltura che sostengono importanti tipi di biodiversità (ad es. l'agricoltura non intensiva) ha dimostrato che la cessazione di alcune pratiche agricole è deleteria per gli ecosistemi seminaturali tanto quanto lo può essere una produzione intensiva. Sebbene il ricorso a tipi di gestione alternativi possa rappresentare una buona soluzione nel caso in cui l'agricoltura non possa più garantire una gestione adeguata (o perché è diventata troppo intensiva oppure perché sta scomparendo), essa rimane comunque nella maggior parte dei casi lo strumento più logico di gestione del territorio. Per contro, in alcune circostanze, l'abbandono dell'agricoltura può essere positivo per la biodiversità (ad es. nelle zone umide).

I primi interventi possono essere quindi rivolti alla conservazione in situ degli ecosistemi e alla ricostruzione di popolazioni vitali.

L' elevata biodiversità del bacino del Mediterraneo ed, in particolare, del territorio italiano è la diretta conseguenza dell' interazione tra fattori naturali e fattori antropici.

I primi hanno determinato, in un territorio relativamente poco esteso, la presenza di una gran varietà di habitat e quindi di un' elevata diversità della flora e della vegetazione; i fattori antropici, interagendo con quelli naturali, hanno causato la riduzione di aspetti vegetazionali climatogeni a favore di tipologie semi-naturali meno uniformi e con maggiore biodiversità. Non è detto quindi che la biodiversità sia sempre sinonimo di naturalità di un sito.

Gli effetti dell'attività agricola sulla biodiversità

Due fattori di cambiamento nelle pratiche agricole hanno sconvolto l'equilibrio tra agricoltura e biodiversità in alcune situazioni: l'intensificazione della produzione e la sottoutilizzazione del suolo. I profondi cambiamenti che almeno negli ultimi 50 anni hanno interessato l'uso del suolo e le strutture delle aziende agricole sono stati la causa diretta o indiretta di una notevole riduzione o perdita della biodiversità. La superficie a prato seminaturale è stata ridotta significativamente in molte pianure e lo stesso si è verificato nelle zone umide a causa dell'intensificazione dell'attività agricola (si pensi ad esempio agli effetti delle bonifiche e dell'uso intensivo di fertilizzanti).

Volendo ricercare le cause del deterioramento della biodiversità che possono essere correlate a pratiche agricole inopportune, si osservano una serie di interrelazioni con effetti diretti e indiretti a vario livello. Ad esempio:

- a livello genetico la riduzione del numero di specie, razze o varietà utilizzate e il ricorso alle monocolture rappresentano una minaccia per il patrimonio genetico animale e vegetale che riveste di per sé un valore inestimabile;

- a livello di specie selvatiche l'uso di erbicidi colpisce tutte le specie erbivore di una determinata zona e l'uso di insetticidi interessa l'intera microfauna, con conseguente destabilizzazione dei cicli di vita naturali e alterazione degli equilibri a causa della meccanizzazione e dell'impiego più intensivo di fertilizzanti (che invece favoriscono le specie più nitrofile);
- a livello di habitat ed ecosistemi la scomparsa o il degrado delle zone umide, dei piccoli boschi e delle siepi influisce direttamente sul declino di libellule, beccaccini, usignoli, porcospini e piante idrofile, solo per citare alcuni esempi.

D'altro canto la marginalizzazione graduale delle zone coltivate e il loro abbandono, soprattutto in talune aree in cui le condizioni per praticare l'agricoltura sono particolarmente difficili, conducono ad un impoverimento degli ecosistemi altamente dipendenti dalla continuazione delle attività agricole. La sottoutilizzazione del terreno può ridurre progressivamente la flora abbondante dei pascoli estensivi a media altitudine e di quelli delle latitudini settentrionali, favorendo l'invasione e la colonizzazione di questi ambienti da parte di specie semilegnose.

Anche l'inquinamento (ad esempio per uso eccessivo di nutrienti o di sostanze agrochimiche) dovuto a fonti agricole ha effetti indiretti e significativi sull'ambiente.

Le principali pratiche agricole che esercitano un impatto sulla biodiversità sono:

- uso non sostenibile di fertilizzanti e prodotti fitosanitari,
- sostituzione di pratiche tradizionali mediante sistemi meccanizzati,
- specializzazione di sistemi di produzione e intensificazione di talune pratiche (abbandono dei sistemi di coltivazione mista e cerealicoltura su superfici a pascolo),
- riduzione del numero delle specie e delle varietà utilizzate,
- conversione di ecosistemi naturali a fini agricoli e abbandono delle campagne,
- ricomposizione fondiaria (sovradimensionamento delle parcelle, scomparsa dei bordi poderali: siepi, fossati, ecc.),
- bonifica e irrigazione (soprattutto se le dimensioni non sono adatte alle condizioni ambientali come avviene nel caso dello sfruttamento eccessivo delle falde freatiche o dei corsi d'acqua).

Tutto ciò può comportare:

- degrado delle condizioni locali, soprattutto degrado del suolo ed erosione (che influiscono sulla fauna del suolo),
- semplificazione e omogeneizzazione degli ecosistemi,
- sviluppo incontrollato di specie selvatiche ed estranee

L'evoluzione delle attività agricole ha contribuito, in alcuni casi, ad arricchire la biodiversità. In determinate zone si sono creati e mantenuti particolari ecosistemi e habitat, con un

mosaico di campi coltivati e la loro delimitazione con siepi e fossati in cui trovano rifugio oppure cibo talune specie di flora, fauna e microfauna. L'agricoltura ha contribuito a modellare un ambiente seminaturale che ha garantito la sopravvivenza di alcune specie endemiche minacciate di estinzione.

La frammentazione degli habitat

Gli ambienti naturali a causa dell' intervento antropico vengono spesso distrutti, alterati e parcellizzati, causando la perdita e la frammentazione degli habitat . Per habitat di una certa specie si intende un insieme di aree che possiede una combinazione di risorse (come cibo, acqua, disponibilità di ripari) e di condizioni ambientali (come temperatura, precipitazioni, ridotta presenza di predatori e competitori) tali da favorirne l' occupazione da parte degli individui di quella specie e da permettere ad essi di sopravvivere e riprodursi. Tali aree possono anche non essere occupate da nessun individuo della specie: si parla, in questo caso, di habitat potenziale.

Se il concetto di perdita di habitat risulta intuitivo, il fenomeno della frammentazione va invece approfondito. Per **frammentazione degli habitat** si intende il processo di parcellizzazione di un territorio con determinate caratteristiche in sottoaree tra loro parzialmente connesse o totalmente isolate, così che gli habitat adatti ad una specie risultano distribuiti sul territorio a "macchia di leopardo". La frammentazione è dovuta sia alla perdita di habitat originari che alla costruzione di barriere (quali strade, linee elettriche, canali artificiali, impianti sciistici, strisce tagliafuoco) che impediscono il libero movimento degli animali all' interno del territorio. Nello studio del fenomeno della frammentazione è utile introdurre il concetto di patch, con il quale si intende un' area che presenta condizioni ambientali omogenee. La frammentazione quindi ha l' effetto di ridurre le dimensioni dei patches e aumentare la distanza, e quindi l' isolamento, tra patches simili. Questo processo può anche modificare la qualità degli habitat rimasti, alterando i regimi di pioggia e di umidità, il tipo di cibo presente, la disponibilità di ripari e aumentando le probabilità di contatto con altre specie, con conseguente crescita dei tassi di predazione, di competizione e di parassitismo. La frammentazione spesso aumenta anche il disturbo causato da attività antropiche. Patches di ambienti naturali di per sé non alterati ma circondati da paesaggi modificati dall' uomo, possono risultare non più adatti per certe specie.

Indici ed indicatori per valutare la biodiversità

E' importante porre l' accento, inoltre, che il solo numero delle specie presenti in un determinato sito o habitat non è sufficiente per determinare una minore o maggiore abbondanza di biodiversità.

Tale indicatore, infatti, deve essere anche correlato alle eventuali potenzialità nutrizionali ed alla presenza eventuale di fattori limitanti presenti e caratteristici del sito o dell' habitat medesimo.

Allo scopo quindi di percorrere una via di sviluppo sostenibile ed al fine, quindi, di preservare il territorio dalla scomparsa degli ecosistemi naturali è evidente la necessità di creare una stabile rete di monitoraggio e controllo che provveda a fornire regolari ed attendibili informazioni sullo stato della biodiversità.

Nella presente metodologia vengono integrati aspetti di analisi delle singole componenti del paesaggio che posso rivestire un ruolo nella determinazione dell' entità del rischio e approcci alla valutazione della diversità dei paesaggi e della loro complessità come stima della potenziale biodiversità presente in un territorio, fondamentale per il mantenimento degli equilibri dinamici alla base del funzionamento degli ecosistemi.

5.9.5.2. Il paesaggio

Con il termine generico di “ paesaggio” si indica una nozione intuitiva derivante dalla percezione di un dato ambiente fisico più o meno diversificato. In tale accezione il paesaggio è la manifestazione visuale di particolari organizzazioni spaziali di elementi e strutture e nelle quali un ruolo particolare può essere svolto dalla vegetazione e dalla presenza umana.

Dal punto di vista più strettamente scientifico, però, il paesaggio è stato inizialmente descritto sulle base delle sue caratteristiche “ biogeografiche” (scuola di Alexander Von Humboldt, 1846) poi in base alle sue caratteristiche “ fisiologiche” (Passarge, 1921) e “ sociologiche” (Troll, 1939).

Oggi viene definito come “ un territorio eterogeneo, composto da un gruppo di ecosistemi interagenti che si ripetono in modo riconoscibile in un intorno” (Forman e Godron, 1986) oppure “ una visione olistica del paesaggio come ecosistema” (Zonneveld, 1990) oppure ancora come “ un’ astrazione che rappresenta l’ eterogeneità spaziale a qualsiasi scala” (Pickett, Cadenasso, 1995)

Gli elementi del paesaggio

Ogni singolo “ paesaggio” , alle diverse scale ed in tutti i Paesi, presenta i seguenti elementi distintivi:

- una struttura (dipendente dalla propria forma fisica ed organizzazione spaziale specifica);
- una funzionalità (dipendente dalla propria dinamica interna ed i cui elementi possono essere individuati sia nei diversi flussi di energia che lo investono (solare, eolica, chimica, idraulica) sia nelle relazioni, di qualsiasi tipo, che comunque vengono a crearsi sia tra tutti gli esseri viventi, vegetali ed animali, e i diversi elementi geopedologici, idrografici ed orografici del sito considerato)
- una dinamica (dipendente dal trascorrere del tempo e dall’ evolversi della struttura stessa e dal proprio funzionamento).

In tali termini ciascun paesaggio è analizzabile, culturalmente e scientificamente, in modi estremamente differenziati come illustrato più sopra e, comunque, non omologabili alla sola fisicità e complessità delle componenti naturali in esso diffuse.

L’ ecologia del paesaggio

La disciplina dell' ecologia del paesaggio e il suo metodo di base sono un ramo disciplinare giovane, l' ecologia del paesaggio si presenta oggi con quattro tendenze principali, che si possono riassumere come:

- geografica, basata sullo studio del paesaggio come entità geografica nella quale si integrano le varie componenti;
- corologica, basata sullo studio dei processi spaziali validi ad ogni livello di scala, dove il paesaggio viene definito come mosaico specie-specifico;
- matriciale, basata sullo studio delle configurazioni di macchie e corridoi su una matrice paesistica;
- olistica, basata sullo studio dell' insieme olistico di ecotopi naturali ed antropici.

L' ecologia del paesaggio rappresenta, quindi, un corpus disciplinare per studiare i principi teorici, analizzare, valutare, compiere diagnosi e impostare terapie di intervento, con un buon gruppo di indicatori e metodi ad hoc. Anche limitandoci a elencare brevemente alcuni aspetti rilevanti della disciplina (Ingegnoli 2002), si può comprendere che essa ha ormai delle basi affidabili e una applicabilità assai vasta.

- Principi di teoria dei sistemi complessi adattativi: Principio delle proprietà emergenti, complessità, paradigma sistemico, auto-organizzazione, metastabilità e disturbi.
- Struttura del paesaggio e sue componenti: modelli strutturali, ecotessuto, elementi del paesaggio, configurazioni di elementi, apparati paesistici, unità di paesaggio, classificazione.
- Dinamica del paesaggio: processi generali, processi dovuti alla struttura, delimitazioni ed ecotoni, processi di movimento e di informazione, processi riproduttivi, processi metastabili.
- Trasformazione e patologia: Successioni ecologiche complesse, alterazione del paesaggio e delle sue componenti, patologie principali, semeiotica, patologie del paesaggio e salute umana.
- Analisi del paesaggio: rappresentazione e fisionomia del paesaggio, misure ecologiche generali, misure ecologiche di ambienti urbanizzati, forma della vegetazione, rilievo della fitomassa, struttura verticale della vegetazione, modelli a gravità, misura della connessione, applicazioni di geometria frattale, valutazione della capacità biologico-territoriale (BTC) della vegetazione, classi standard di BTC, campi di influenza di corridoi, indice di funzionalità fluviale.
- Valutazione delle componenti del paesaggio: valutazioni climatiche, valutazioni geomorfologiche, valutazioni delle componenti vegetazionali, valutazione delle componenti faunistiche, valutazioni delle componenti umane.

- Ecologia del paesaggio e conservazione biologica: Naturalità e riserve, biodiversità e metastabilità, criteri di conservazione, reti ecologiche, restoration ecology e ingegneria naturalistica, conservazione delle tradizioni culturali.

Il “ paesaggio” come indicatore dello stato dell’ ambiente

E’ evidente quindi anche che il “ paesaggio” , proprio per le sue caratteristiche peculiari, può essere utilizzato come un indicatore anzi, più correttamente, come un indicatore complesso dello stato dell’ ambiente in quanto, per la sua caratteristica di sistematicità, una qualsiasi variazione della sua struttura è indice di cambiamenti nella sua dinamica.

Per l’analisi di tematiche complesse come il paesaggio si rende però necessaria l’adozione di indicatori semplici che consentano di seguirne i processi di trasformazione e ne indirizzino le politiche di tutela. Ciò perché tale tematica sconta naturali, quante implicite inadeguatezze, dovute sia alla multireferenzialità del tema stesso sia al fatto sia molti indicatori¹⁹, potenzialmente significativi per il tema, non sono ascrivibili a fonti di dati o rilievi cartografici georeferenziati omogenei e concertati su scala regionale, nazionale ed europea.

I dati maggiormente significativi dovrebbero pertanto essere elaborati ex-novo, insieme alle relative modalità di monitoraggio, come meta-indicatori di qualità paesistico-ambientale, per tutte quelle componenti del paesaggio che sono sottoposte a trasformazioni o ad azioni di impatto di origine diversa.

E’ di importanza fondamentale, pertanto, poter disporre di una metodicità di rilievi specialistici che permettano di individuare il sistema dei crinali, del reticolo idrografico (almeno per le prime classi), dell’esposizione dei versanti, delle pendenze, della presenza di beni singoli e/o complessi e stratificati, dei paesaggi rurali e culturali individuabili in aree omogenee.

Le diverse tipologie di paesaggio

Sulla base delle considerazioni fatte sopra sulla struttura, sulla funzionalità e sui cambiamenti di un paesaggio è possibile individuare, già a questo livello, tre grandi tipologie di paesaggio:

- paesaggi naturali
- paesaggi semi-naturali
 - agricoli
 - forestali
- paesaggi urbanizzati

¹⁹ Si vedano a tal proposito gli atti del Convegno “ Gli indicatori alla scala del paesaggio” , Milano 2003

E' stato inoltre detto prima che il "paesaggio", per le sue caratteristiche intrinseche di sistema, è un indicatore complesso dello stato dell' ambiente. E' ovvio quindi pensare di sfruttare tale caratteristica al fine di studiare le modificazioni che, sulla base delle dinamiche interne ed esterne ad essi, i diversi paesaggi comunque subiscono ed i relativi andamenti e poterne poi estrapolare, ovviamente con larga approssimazione stante gli strumenti di analisi attualmente disponibili, le tendenze.

Analisi paesaggistica dei corsi d' acqua: elementi strutturali del territorio perfluviale

Il paesaggio e i corsi fluviali (stream corridors) rappresentano ecosistemi rilevabili a differenti scale spaziali. Idealmente, in senso trasversale la struttura fisica del corso fluviale è composta da tre principali componenti: (1) il corso d' acqua; (2) il piano inondato (golena); (3) la fascia di transizione tra il settore inondato e il paesaggio circostante (terrazzi fluviali) (AA.VV., 1998). Nell' ambito dell' ecologia del paesaggio, la struttura spaziale del paesaggio fluviale è costituita da quattro elementi di base (Fig 5.10):

- la matrice (matrix), l' unità territoriale dominante e interconnessa sulla maggior parte della superficie del territorio;
- la macchia (patch), un' area non lineare (poligono) meno abbondante e differenziata dalla matrice;
- il corridoio (corridor) uno specifico tipo di macchia unito ad altre macchie. Il corridoio è tipicamente lineare e di forma allungata, in questo caso corrisponde al corso d' acqua;
- il mosaico (mosaic), il complesso delle macchie, non così abbondanti da essere interconnesse a livello del paesaggio.

Tali elementi strutturali si ripetono a differenti scale spaziali, perciò, il paesaggio è definito " un' area territoriale eterogenea composta da un gruppo di ecosistemi interagenti, che si ripete in forma simile in zone contigue (Forman e Godron, 1975).

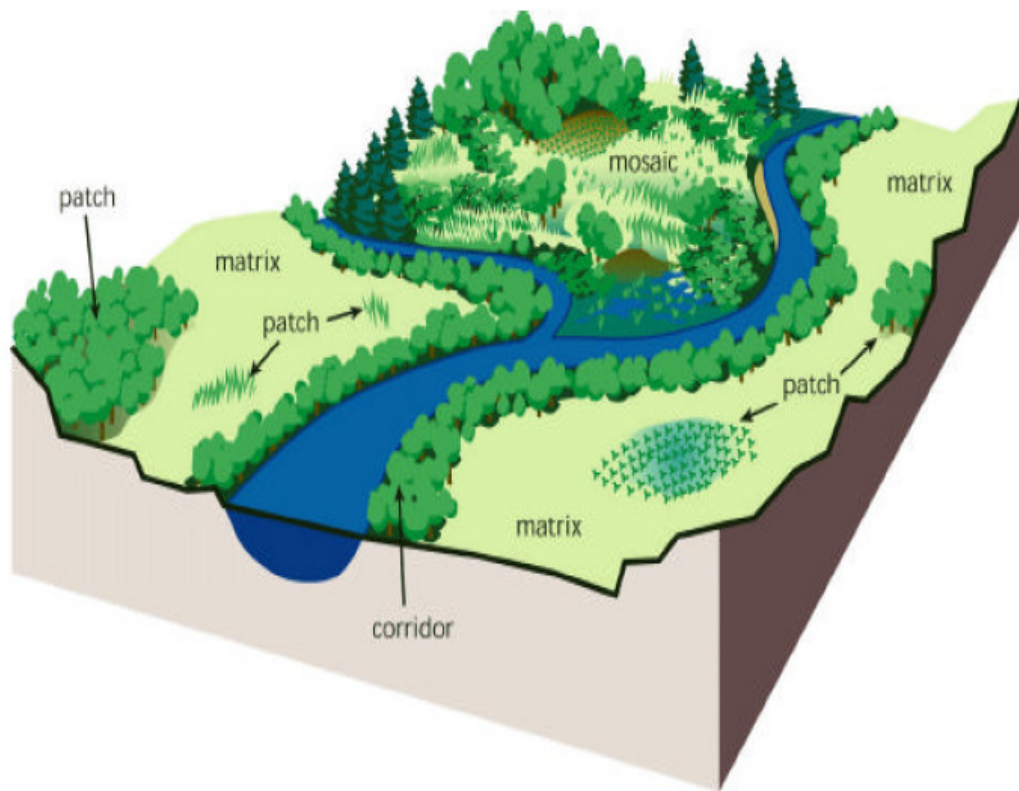


Fig. 5.10 Elementi strutturali del paesaggio fluviale (da: AA. VV., 1998)

Ognuno di questi elementi svolge una funzione che può essere espressa come fattore moltiplicativo o demoltiplicativo del rischio.

Tali elementi possono, infatti, essere considerati:

- elementi da proteggere, in quanto svolgono una funzione di mantenimento della biodiversità
- elementi in grado di attenuare il rischio per le aree circostanti (supponendo che la ricolonizzazione degli ambienti trattati sia dovuta alla presenza di tali elementi)

Le aree di rifugio

Le attuali tecniche agricole, le moderne esigenze economiche e di mercato, la diminuzione della disponibilità di manodopera e l'utilizzo di macchinari sempre più sofisticati, hanno modificato profondamente il paesaggio agricolo, semplificando l'agroecosistema e privando numerosi organismi utili della loro nicchia ecologica. Attraverso il miglioramento genetico, la meccanizzazione e l'adozione di moderne pratiche agronomiche, l'uso di fertilizzanti chimici e di pesticidi, l'agricoltore è riuscito ad incrementare sia quantitativamente che qualitativamente la produzione penalizzando comunque la componente ecologica dell'agroecosistema. Lo sviluppo delle coltivazioni intensive, la specializzazione colturale, l'uso di macchine agricole sempre più elaborate e di strutture ed apprestamenti protettivi sempre più sofisticati, ha dato inizio ad un processo di progressiva scomparsa della vegetazione di origine sia naturale, sia introdotta dagli uomini nel paesaggio agrario secondo schemi ben precisi. Il risultato di questo processo si concretizza in una notevole modificazione delle presenze floro-faunistiche, che velocemente hanno visto ridurre le possibilità di sopravvivenza.

In primo luogo scompaiono gli ultimi lembi di boschi residui nelle pianure, poi si riducono notevolmente le siepi vive e le piccole aree coperte da vegetazione spontanea, soprattutto nelle zone caratterizzate da un'intensa attività orto-frutticola. Spesso tali aree di vegetazione sono state considerate dagli operatori agricoli "sorgenti di parassiti" e grossi alberi non produttivi sono stati lentamente ma progressivamente eliminati dalle campagne. Con la scomparsa degli alberi e delle siepi, sono scomparsi dalle campagne varie specie di animali e molti tipi di insetti.

Diviene fondamentale pertanto, la presenza di aree di rifugio che possano fungere da serbatoio di biodiversità. Ciò vale soprattutto nel contesto del metodo di produzione agricole che vogliono incrementare la loro compatibilità ambientale, dove è necessario valorizzare al massimo il ruolo della vegetazione, dentro e fuori i campi coltivati, al fine di aumentare la complessità della struttura dell'agroecosistema.

L'area di rifugio è, quindi, uno spazio naturale inserito tra i campi coltivati, nel quale è resa possibile la vita e la riproduzione di specie animali e vegetali selvatiche in grado di promuovere l'incremento di una flora e di una fauna piu' complesse e diversificate ed hanno la funzione di ripristinare un'organizzazione strutturale maggiormente orientata all'uso delle risorse locali e quindi verso l'efficienza e l'autonomia del sistema.

Allo scopo di promuovere un certo ripristino ambientale di queste aree rifugio, piccoli boschetti, aree alberate non produttive, zone di antichi confini poderali caratterizzate da muretti a secco rovi e piante della vegetazione autoctona, possono rappresentare l'inizio di piccole ma significative azioni di rinaturalizzazione che, se entrassero nell'uso e nella cultura, soprattutto di chi lavora usufruendo del paesaggio, potrebbero riqualificare sensibilmente l'assetto ecologico del territorio. Se poi, queste piccole azioni fossero accompagnate da interventi piu' consistenti su interi coltivi abbandonati, o se addirittura fossero impiantati ex-novo piccoli boschi, siepi e strette fasce di vegetazione autoctona, che potessero fungere da serbatoi di biodiversità, lungo i confini o tra le varie aziende agricole, si riuscirebbe a migliorare la qualità degli agroecosistemi arricchendo certamente la loro componente ecologica.

L'impianto delle aree di rifugio porta, inoltre, a vantaggi economici quantificabili a livello aziendale e ad indiscussi benefici ambientali e paesaggistici, purché il loro inserimento sia correttamente pianificato. Nella matrice ambientale e paesaggistica, tali aree rappresentano delle entità che assicurano l'eterogeneità e la diversità del paesaggio. Esse svolgono un ruolo fondamentale per le dinamiche idrologiche e per il flusso dei nutrienti, per la conservazione e l'incremento della diversità biologica, rappresentando particolari habitat, inoltre fungono da corridoi ripariali esercitando un importante compito nei movimenti dispersivi di varie specie animali. Il loro ruolo piu' importante e' senza dubbio quello di riequilibrio biologico garantendo la presenza di insetti utili, uccelli ed altri animali.

Siepi, Filari e Boschi

La siepe può essere considerata un particolare tipo di area di rifugio che, in una matrice territoriale omogenea, prevalentemente costituita da campi coltivati, contribuisce ad arricchire la struttura dell'agroecosistema, collocandosi come elemento di diversificazione strutturale. Generalmente la siepe viene intesa come una fascia di vegetazione di lunghezza variabile e larghezza pari a pochi metri, costituita da varie essenze legnose (alberi ed arbusti), numerose essenze erbacee perenni e stagionali, spesso arricchita con elementi quali sassi, muretti a secco, staccionate in legno ed altro. Nel complesso essa svolge funzione di riparo per l'insieme di animali vertebrati ed invertebrati, di vari microrganismi,

assicurando nel contempo la fonte trofica. Essendo costituita da varie specie arboree, arbustive ed erbacee, rappresenta una sorta di corridoio naturale, in grado di assicurare, in un ambiente omogeneo ed uniforme, quale può essere quello agrario, una rete di collegamento tra ambienti diversi, le varie colture, che altrimenti rimarrebbero isolati. In questo modo garantisce ad insetti ed animali la possibilità di spostarsi, colonizzare nuove aree e moltiplicarsi in tranquillità.

Le siepi svolgono, quindi, molteplici funzioni nell' agroecosistema molto utili per l'ottimale esercizio delle pratiche agricole e fondamentali per il miglioramento della qualità degli ecosistemi presenti.

Ciò vale soprattutto nell'ambito di un agricoltura ecocompatibile, dove l'agricoltore deve necessariamente sfruttare al meglio le risorse che l'agroecosistema. Da qui l'importanza di eseguire correttamente le operazioni di ripristino ambientale, quali ad esempio la ristrutturazione di siepi già esistenti o il loro nuovo impianto, allo scopo di evitare inutili insuccessi legati all' utilizzo di specie non autoctone o mal consociate tra loro. Occorre in altri termini piantare l'albero giusto e la siepe giusta al posto giusto e non piantare ovunque quel che capita. I migliori requisiti per operare correttamente sono una buona conoscenza dell'ecologia del paesaggio associata ad una certa esperienza tecnico-agronomica, l'attenta osservazione della flora che popola il territorio dove si opera, e soprattutto nell'impiantare nuove siepi non si dovrebbe avere la presunzione di realizzare un prototipo di ecosistema perfetto: il raggiungimento di un equilibrio e' il risultato di adattamenti e di flussi di energia che solo nei tempi medi o lunghi riescono a stabilizzarsi. Di conseguenza si dovrà cercare di mirare più a creare le condizioni perché un sistema si possa evolvere, che non cercare di realizzarlo direttamente.

L' utilità delle siepi può essere individuata nelle seguenti funzioni:

- Funzione antierosiva
- Equilibrio biologico
 - Siepe come habitat
 - Siepi come corridoi riparali
 - Siepi come favoritici di movimenti dispersivi
 - Siepi e controllo biologico
- Funzione frangivento e ad effetto anti-deriva
- Effetti sul clima

Funzione antierosiva

I fenomeni di erosione provocati dalle acque e dal vento, spesso rappresentano forti limitazioni per la coltivazione delle piante e possono determinare riduzioni della fertilità potenziale dei terreni nel tempo. Il corretto impianto di siepi può limitare notevolmente le problematiche legate all'erosione,

L'erosione idrica rappresenta una problematica che può divenire preoccupante particolarmente in condizioni di media o forte pendenza del suolo. A riguardo la vegetazione esplica un'azione positiva nei confronti del terreno che si concretizza in due momenti: in un primo momento è la parte epigea della pianta a svolgere una funzione di rallentamento della velocità delle acque meteoriche, riducendone di conseguenza l'azione battente ed allungandone il tempo di caduta. In un secondo momento la vegetazione che ricopre la superficie del terreno (le specie erbacee ed i cespugli), riduce la velocità di scorrimento superficiale delle acque, (ruscellamento); inoltre, gli apparati radicali delle specie sia erbacee che arboree, imbrigliando le particelle terrose ne riducono la erodibilità. La sostanza organica rilasciata dalle specie erbacee, arbustive ed arboree nel terreno, proveniente dagli apparati radicali e dalla parte aerea, migliora la struttura del terreno, aumentandone la permeabilità, così che risulta ridotta la quantità di acqua che scorre sulla superficie.

L'erosione eolica del terreno, ovvero l'erosione provocata dal vento, rappresenta una problematica di notevole importanza soprattutto in zone di vasta estensione, caratterizzate dalla presenza di venti violenti e dall'assenza di ostacoli di alcun genere. Il fenomeno è particolarmente avvertito in condizioni di terreni leggeri, con particelle elementari prive di coesione e clima secco. Esiste, comunque, una velocità di soglia del vento oltre la quale il fenomeno dell'erosione si manifesta: per una sabbia asciutta con particelle di diametro intorno a 0,1 mm e prive di coesione, la velocità soglia è di 15-20 Km/ora. Soprattutto nelle condizioni prima citate, la presenza di una siepe posta ortogonalmente alla direzione dei venti dominanti, potrebbe risolvere numerosi problemi, limitando notevolmente la riduzione dello spessore dello strato attivo del terreno, impedendo così un possibile insterimento e preservando, di conseguenza la fertilità.

La funzione antierosiva permette, inoltre, di ridurre i fenomeni di ruscellamento e di trasporto di prodotti fitosanitari applicate al suolo.

Equilibrio biologico

Le siepi aumentano la diversificazione biologica e, nei nostri ambienti, spesso caratterizzati da un' attività agricola fortemente antropizzata, garantiscono una maggiore stabilità e capacità omeostatica dell' agroecosistema.

Si riporta un esempio di composizione di una siepe matura

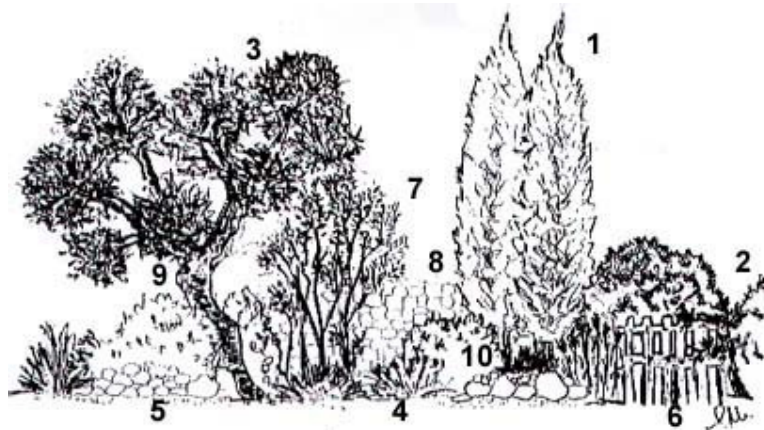


Fig. 5.12 Distribuzione della vegetazione in una siepe " tipo"

- 1) Vegetazione alta: Funzione frangivento, protezione dall' erosione eolica ed idrica.
- 2) Piante rampicanti: Luogo di rifugio e nidificazione per alcune specie di uccelli ed insetti utili
- 3) Chioma degli alberi: Luogo di nidificazione per uccelli che covano all' aperto. Luogo di soggiorno e di sviluppo per animali invertebrati.
- 4) Groviglio di erbe: Riparo per la lepore comune. Luogo di nidificazione per gli uccelli che covano all' aperto. Soggiorno per numerosi animali invertebrati (bruchi, chioccioline ecc.)
- 5) Cumuli di sassi: Nascondiglio e ricovero per piccoli mammiferi (donnole, topi, ecc.), lucertole e rospi. Luogo di svernamento per rettili, animali anfibi ed invertebrati.
- 6) Staccionate di legno: Luogo di nidificazione di insetti che vivono sul legno (vespe).
- 7) Groviglio di pruni: Luogo di osservazione e di rifocillamento per falconcelli. Luogo di riparo e di nidificazione per uccelli che covano all' aperto.
- 8) Muretti a secco: Luogo di rifugio per rettili. Substrato per piante che crescono sulle rocce. Luogo di nidificazione per formiche, vespe ed altri insetti.
- 9) Tronchi di alberi: Substrato per piante rampicanti. Luogo di soggiorno di molti animali invertebrati. Luogo di nidificazione per molti uccelli che covano in caverne. Luogo di pernottamento per pipistrelli.
- 10) Cespugli: Nascondiglio e ricovero per piccoli mammiferi, rettili, uccelli ed insetti. Funzione di basso frangivento.

Siepe come habitat

Le siepi oltre che svolgere una funzione importantissima nel mantenimento degli equilibri biologici dell' agroecosistema, per la loro particolare struttura, caratterizzata dalla complessità di forme vegetali, presenza di staccionate in legno, muretti a secco ed altro, possono costituire un ambiente adatto ad ospitare una fauna ed una flora detta di margine o di parkland.

Molte specie di piccoli mammiferi, uccelli, rettili ed insetti, utilizzano permanentemente le siepi per svolgere le loro funzioni vitali e riproduttive. In questo modo queste piccole aree di rifugio svolgono il ruolo di aree ecotonali per specie che abbisognano di una modesta copertura arborea o arbustiva, ma anche di ambienti aperti. E' stata osservata la capacità delle siepi di ospitare varie specie di uccelli migratori durante i loro spostamenti stagionali soprattutto se ricche di alberi, arbusti o cespugli con frutti eduli. Inoltre non bisogna trascurare l' importantissimo ruolo che le siepi svolgono nei confronti della flora e della fauna autoctona.

La densità delle siepi in un territorio caratterizzato da un' attività agricola particolarmente sviluppata, determina la grana stessa del sistema: maggiore è tale densità, maggiore è il numero di specie di animali, quali coleotteri carabidi, micromammiferi ed uccelli che ritrovano in questi ambienti il loro habitat naturale.

Le siepi come corridoi ripariali

In prossimità di corsi d' acqua o canali che attraversano gli agroecosistemi, le siepi, presentano una vegetazione variamente idrofita assieme a quella tipicamente terrestre. Pertanto, le influenze della siepe si avvertono sia sull' ambiente terrestre che su quello acquatico: nel primo caso si esplicano gli effetti di frangivento, protezione dall' erosione, regolazione della temperatura e dell' evapotraspirazione, mantenimento degli equilibri biologici ed arricchimento della diversità biologica, positivi per il miglior funzionamento degli ecosistemi; nel secondo caso si evidenzia una modificazione della temperatura dell' acqua, del livello di luce presente, della qualità della sostanza organica accumulabile nelle acque e trasportata all' esterno e, di conseguenza, dell' intero sistema acquatico

Siepi come favoriti di movimenti dispersivi

Spesso le siepi fungono da corridoi garantendo gli spostamenti delle specie selvatiche, quindi esse possono essere considerate come dei corridoi attraverso i quali numerose specie animali selvatiche possono spostarsi indisturbatamente da aree sfavorevoli, caratterizzate da un' agricoltura fortemente antropizzata, ad altre aree migliori per il loro accrescimento e la loro riproduzione. Tale funzione assume notevole rilevanza se le aree di rifugio non sono isolate, bensì inserite in un sistema a reticolo che garantisce lo spostamento

tra sistemi isolati quali boschi, aree umide ecc. Fungendo da corridoi, per la parziale copertura vegetale con funzione antipredatoria o per le condizioni di maggiore umidità e di riparo dalla radiazione solare diretta, favoriscono movimenti dispersivi per molte specie di foresta. I territori in cui l'attività agricola ha subito un processo di spinta antropizzazione presentano spesso un ambiente frammentato dove le popolazioni animali viventi appaiono distribuite in gruppi. In questo caso le siepi possono fungere da elementi di connessione tra le diverse parti, diventando determinanti per la qualità delle aree coltivate, per quelle dove l'uomo non è ancora intervenuto o lo ha fatto in parte. Infatti, le siepi possono assicurare il flusso di individui dalle aree non antropizzate, come ad esempio piccoli boschi, agli appezzamenti coltivati. Nelle aziende agricole le siepi possono essere identificate come aree ad elevato grado di biodiversità, indispensabili per molte specie di predatori di insetti nocivi alle coltivazioni.

Siepi e controllo biologico

Inoltre in queste zone si riproducono e si sviluppano indisturbate numerose essenze erbacee arbustive e spesso anche arboree, grazie al trasporto dei semi ad opera dei numerosi uccelli che frequentano le siepi che, intensificando la complessità ambientale progressivamente nel tempo, contribuiscono a migliorare la capacità omeostatica dell'intero agroecosistema e ad incrementare il valore biologico della siepe. Tra i vari organismi animali che popolano le siepi molti svolgono una funzione positiva per lo svolgimento delle pratiche agricole, soprattutto per le aziende in cui si praticano metodologie di produzione biologica, dove soltanto attraverso il potenziamento dei processi biologici e senza ricorso ai pesticidi chimici, si attua il controllo degli organismi nocivi e delle infestanti. E' stato osservato che le siepi ospitano numerosi predatori di parassiti fitofagi, controllati con efficacia decrescente all'aumentare della distanza dalla siepe stessa.

Infatti, grazie ai fitofagi che vivono sulle siepi e che, non sempre sono gli stessi che parassitizzano le colture, numerose specie di insetti utili si moltiplicano, o almeno sopravvivono ai margini degli appezzamenti coltivati. Vengono perciò a trovarsi nelle migliori condizioni per spostarsi sulle vicine piante coltivate, nel momento in cui queste verranno attaccate dalle specie dannose. Volendo sfruttare le capacità di serbatoio di biodiversità delle siepi è necessario tenere conto delle due possibili modalità, attraverso le quali le varie specie vegetali che le costituiscono possono garantire la permanenza degli organismi utili all'interno dell'agroecosistema. In base all'entomofago considerato, le siepi possono svolgere due funzioni spesso complementari:

- Area di rifugio, quando offrono ospitalità agli ausiliari nei momenti critici del loro ciclo biologico, come ad esempio durante la ricerca di un riparo in cui svernare, oppure quando a causa della raccolta e successiva distruzione delle colture, i campi coltivati diventano inospitali.
- Luoghi di moltiplicazione, quando ospitano una popolazione del fitofago-vittima così elevata da consentire alla specie utile di riprodursi in gran numero e quindi ai molti adulti neosfarfallati di spostarsi al momento opportuno sulle colture infestate

Funzione frangivento e anti-deriva

I venti rappresentano un fattore climatico di notevole importanza e gli effetti che possono provocare sono fortemente influenzati dalla presenza di alberature.

In generale possono essere identificati tre effetti: a livello di estesi territori, le siepi rallentano in maniera poco percettibile la velocità dei venti; a livello locale, il rallentamento diventa sensibile; a livello di campo, infine, la velocità del vento viene notevolmente ridotta.

In Italia, a differenza di altre nazioni dove le problematiche legate ai venti sono maggiori, è stata attribuita una certa importanza alle turbolenze eoliche, soltanto in quelle zone dove risulta necessario proteggere le colture dai venti freddi o dai venti salsi.

Invece, è ormai dato certo che la presenza di aree non coltivate, utilizzate come frangivento, contribuisce a modificare le caratteristiche ed il comportamento degli agroecosistemi. Infatti la produzione delle colture allevate in pieno campo o in ambiente protetto, cresce allorché queste vengono protette efficacemente dall'azione del vento, mediante barriere frangivento opportunamente progettate e impiantate.

L'azione frangivento/antideriva di una siepe è funzione della sua densità e della sua altezza ed il suo effetto mediamente si protrae fino ad una distanza pari a 15 - 20 volte la sua altezza. La velocità del vento viene tanto più frenata quanto maggiori sono la densità e lo spessore della siepe. In media, si misura una riduzione variabile tra il 30 ed il 50% rispetto alla velocità iniziale del vento, che garantisce una notevole diminuzione dei danni quali rottura di rami, caduta di frutti, disturbo ai pronubi, allettamento dei cereali, riduzione dell'accrescimento, che possono essere riscontrati sulle colture. Inoltre la minor forza del vento facilita l'irrigazione per aspersione resa molto difficile da velocità del vento superiori a 6 m/s. È bene comunque precisare che l'eccessiva densità del frangivento provoca delle conseguenze negative sulle piante coltivate, a seguito della formazione di vortici.

Effetti sul clima

Numerosi studi hanno messo in evidenza la capacita' delle siepi di modificare le caratteristiche climatiche delle aree coltivate adiacenti, nonche', soprattutto qualora presenti con distribuzione razionale ed in numero cospicuo, quelle di un intero territorio

- **Temperatura** :la temperatura in prossimita' di una siepe puo' subire delle variazioni spesso utili per la crescita e la produzione delle colture praticate
- **Irraggiamento**:la radiazione solare puo' essere modificata dalla presenza di siepi, soprattutto per piccole superfici
- **Evapotraspirazione**: l'evapotraspirazione è strettamente legata alla temperatura e all'irraggiamento, pertanto puo' essere influenzata dalla presenza delle siepi

Aree protette

Parchi e riserve

Le zone protette (Parchi Nazionali, Parchi Naturali Regionali, Riserve Naturali Statali e Regionali, Riserve marine, ecc.) rappresentano uno dei principali strumenti di tutela sia delle specie animali e vegetali sia dei rispettivi habitat. La digitalizzazione delle eventuali aree presenti si rivela particolarmente utile per individuare eventuali aree rifugio o di ripopolamento per e specie terrestri che si intendono proteggere.

Le zone umide

Le zone umide sono riconosciute come uno degli habitat di maggiore valore naturalistico. A seguito delle bonifiche a fini di utilizzazione agricola e urbana, la loro estensione ha subito in questo secolo una notevole contrazione in molti paesi; da qui l' importanza di assicurare sia la salvaguardia di nuclei naturali o paranaturali sufficientemente estesi e ben conservati, sia la salvaguardia delle loro connessioni in particolare per permettere attraverso corridoi e reti ecologiche di garantire a specie terrestri di muoversi anche in aree antropizzate o ad elevata intensità agricola.

L' elaborazione di carte di distribuzione di siepi, filari e boschi

Nella stima del rischio per gli ecosistemi si valuta la presenza di boschi e filari con due approcci diversi:

- come possibili bersagli di effetti di deriva, e quindi come elementi da tutelare nel caso della stima del rischio per gli ecosistemi terrestri epigei

- come possibili aree di ripopolamento (si veda nel capitolo 9 l' indice di rischio a lungo termine nel quale viene introdotto un parametro, che, in funzione della vicinanza e della quantità dei filari presenti in zona, determini una modificazione dell' indice stesso)
- come possibili aree in grado di ridurre il rischio nel caso della valutazione del rischio per gli ecosistemi acquatici

Al fine di soddisfare la necessità di utilizzare un dato georeferenziato sulla posizione dei filari e dei boschi si possono analizzare delle ortofoto riguardanti l' area di studio e, in accordo con specifici protocolli di digitalizzazione (vedasi, ad esempio, allegato III - “ Protocollo sulla digitalizzazione dei filari della Regione Lombardia”), possono essere digitalizzati i poligoni rappresentanti altrettanti filari o boschi.

Nella fase di elaborazione dello strato informativo vettoriale relativo all' informazione territoriale di siepi e filari si può provvedere alla classificazione spaziale degli elementi:

- indicando la loro posizione in relazione alle aree urbane, al reticolo viario, allo sviluppo dei campi coltivati ed incolti
- creando un' ulteriore classificazione in base alla loro lunghezza, suddividendoli in tre raggruppamenti: elementi compresi tra i 25 ed i 50 metri, tra i 50 ed i 100 ed oltre i 100 metri.

Per la digitalizzazione dei boschi, soprattutto quando di modeste dimensioni, l' elemento discriminante da siepi e filari è la larghezza del poligono, assunta superiore a 30 metri.

In questo modo si costruisce uno strato informativo vettoriale con forme poligonali corrispondenti ai boschi ed ai filari presenti nell' area di studio e con indicazione delle relazioni spaziali con il paesaggio nell' intorno.

Nel caso si abbiano a disposizione ortofoto della stessa area e alla stessa risoluzione per anni diversi è possibile effettuare un' analisi spaziale per determinare l' età delle siepi. Diversi studi sottolineano la correlazione tra età delle siepi e complessità dell' ecosistema in esse ospitato.

Tramite l' utilizzo dei GIS è quindi possibile elaborare diversi tipi di strati informativi:

- Mappe vettoriali della distribuzione di siepi, filari e boschi
- Mappe raster della densità di siepi e filari
- Mappe raster con buffer attorno a siepi, filari e boschi in funzione della distanza da essi.
- Mappe con l' attribuzione dell' età delle siepi

A titolo esemplificativo si riporta la carta della distribuzione di siepi e filari nel Bacino del Fiume Meolo (Fig 5.13)

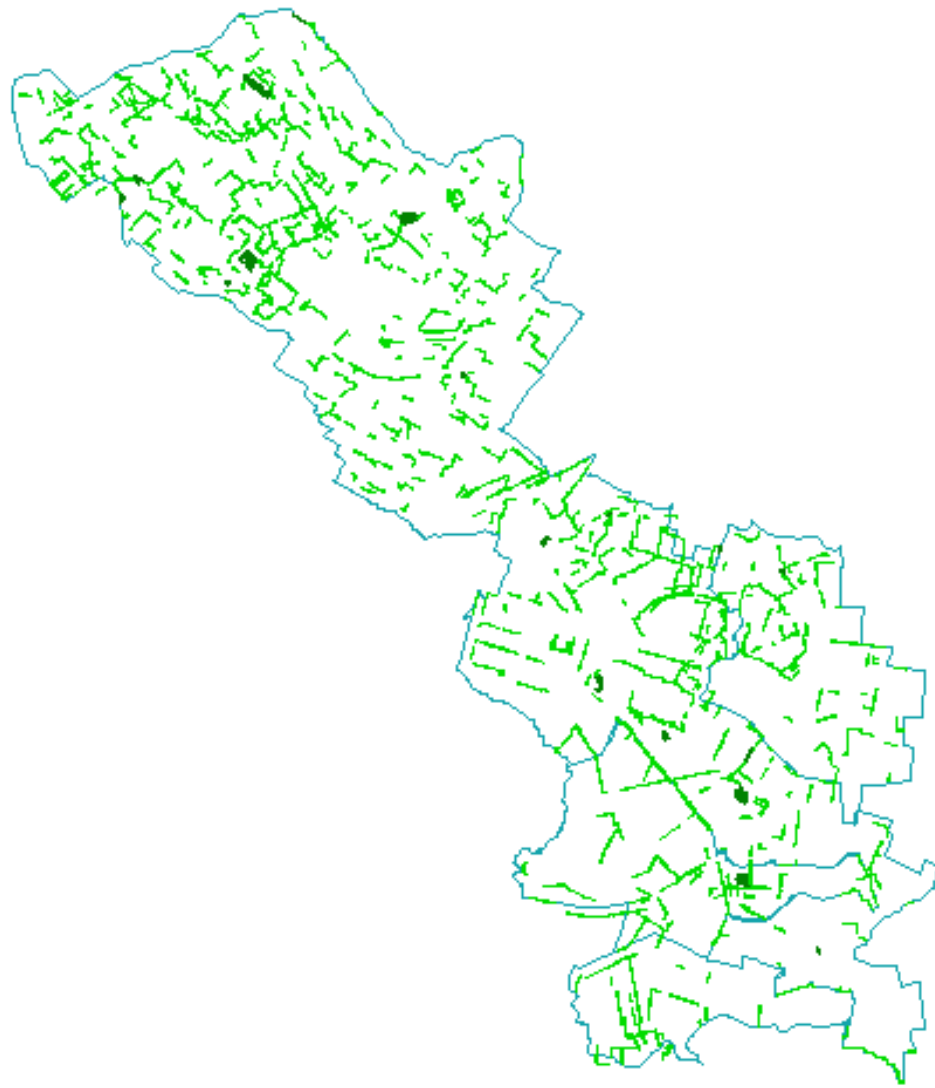


Fig. 5.13 Digitalizzazione a scala di campo di siepi e filari nel bacino del fiume Meolo

5.9.5.3. La qualità ambientale degli habitat secondo il progetto “ Carta della Natura”

Il tema della qualità ambientale e della sua stima è particolarmente importante per poter valutare che tipo di habitat risulta esposto e, di conseguenza, l' entità del rischio. In Italia, il Dipartimento Difesa della Natura dell' APAT persegue l' obiettivo di stimare la qualità ambientale nell' ambito delle attività del progetto Carta della Natura, seguendo le indicazioni contenute nella Legge quadro sulle aree naturali protette, la L. n. 394/91.

L' ottica con la quale si affronta lo studio della qualità ambientale è quella di determinare, per una specifica tipologia di habitat, il suo valore ecologico dato da un set di indicatori o parametri naturali che nel loro complesso determinano un' attenzione conservazionistica per quel habitat.

A questo scopo, tra i numerosi indicatori che si possono usare, ne sono stati scelti alcuni, ritenuti maggiormente significativi ad una scala di analisi regionale. Questi possono essere ricondotti a tre differenti tipologie di valore:

- il valore di un habitat per la ricchezza di specie animali e vegetali;
- il valore di un habitat per parametri strutturali;
- il valore di un habitat per motivi istituzionali.

Per quanto riguarda il valore dell' habitat per la ricchezza di specie animali e vegetali si effettuano alcune distinzioni:

- valore dell' habitat per la presenza (ricchezza in specie) di vertebrati (senza distinguere tra vertebrati a rischio e non).
- valore dell' habitat per la presenza (ricchezza in specie) di invertebrati (senza distinguere tra invertebrati a rischio e non). Tale indicatore è localmente utilizzabile a causa della parziale disponibilità del dato.
- valore dell' habitat per la presenza (ricchezza in specie) di specie floristiche. Anche tale indicatore è utilizzato parzialmente a causa della locale disponibilità del dato.

Per quanto riguarda, invece, il valore di un habitat per parametri strutturali si considerano:

- valore dell' habitat in base alla sua ampiezza nell' ambito della tipologia di habitat (codice CORINE Land Cover) in cui rientra.
- valore dell' habitat in base alla sua appartenenza o meno alle tipologie di habitat rare.

- valore dell' habitat in base al rapporto perimetro su area (indice di naturalità).

Infine, per il valore di un habitat per motivi istituzionali esso si riferisce a specifiche prescrizioni normative, come ad esempio:

- Valore dell' habitat secondo la Lista del Progetto Bioitaly secondo il D.P.R. n. 357 dell' 8 settembre 1997 e D.M. del 3 aprile 2000 (recepimento della Direttiva Habitat).
- Valore dell' habitat secondo la Legge n .157 dell' 11 febbraio 1992 e D.M. del 3 aprile 2000 (recepimento della Direttiva Uccelli).
- Valore dell' habitat secondo il DPR n. 448 del 1976 (recepimento della Convenzione Ramsar sulle Zone Umide).
- Valore dell' habitat in base alla sua inclusione o meno nella Lista degli habitat di importanza comunitaria elencati nell' Allegato I della Direttiva Habitat (92/43/CEE).

Qualora si affronti lo studio in un' area particolarmente ricca di conoscenze naturalistiche, a questi indicatori se ne possono aggiungere anche altri.

Il progetto **Carta della Natura20** (Legge 394/91) consiste nella realizzazione di una cartografia dell' intero territorio nazionale a diverse scale di analisi, che permetta di identificare lo stato dell' ambiente naturale e di stimarne qualità e vulnerabilità. Il prodotto, fruibile da Amministrazioni centrali e locali, fornisce utilissime informazioni a supporto della pianificazione territoriale (Fig 5.14).

Il lavoro è schematizzabile in due parti, una cartografica, l' altra modellistico-valutativa:

Cartografia: realizzazione di carte di unità ambientali a diverse scale, utilizzando metodologie integrate (telerilevamento da satellite e da aereo, controlli di campagna, impiego di basi di dati e cartografie tematiche).

SCALA	CONTENUTI	STATO DI ATTUAZIONE
1:250.000	Carta delle unità fisiografiche di paesaggio, intese come unità territoriali che presentano un caratteristico assetto fisiografico e di copertura del suolo, oltre a una precisa connotazione geografica.	Realizzata per l' intero territorio nazionale.
1:50.000	Carta dei biotopi, redatta seguendo il codice di nomenclatura degli habitat della Comunità Europea	Realizzata per 1.000.000 ha del territorio nazionale. Quasi completata la realizzazione di

²⁰<http://www.apat.gov.it/site/it->

[IT/APAT/Struttura_e_Activit%
c3%a0/Dipartimenti/Difesa_della_natura/Attivit%
c3%a0/Carta_della_natura/](http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Struttura_e_Activit%c3%a0/Dipartimenti/Difesa_della_natura/Attivit%c3%a0/Carta_della_natura/)

	“ CORINE Biotopes” .	altri 6.000.000 ha.
--	----------------------	---------------------

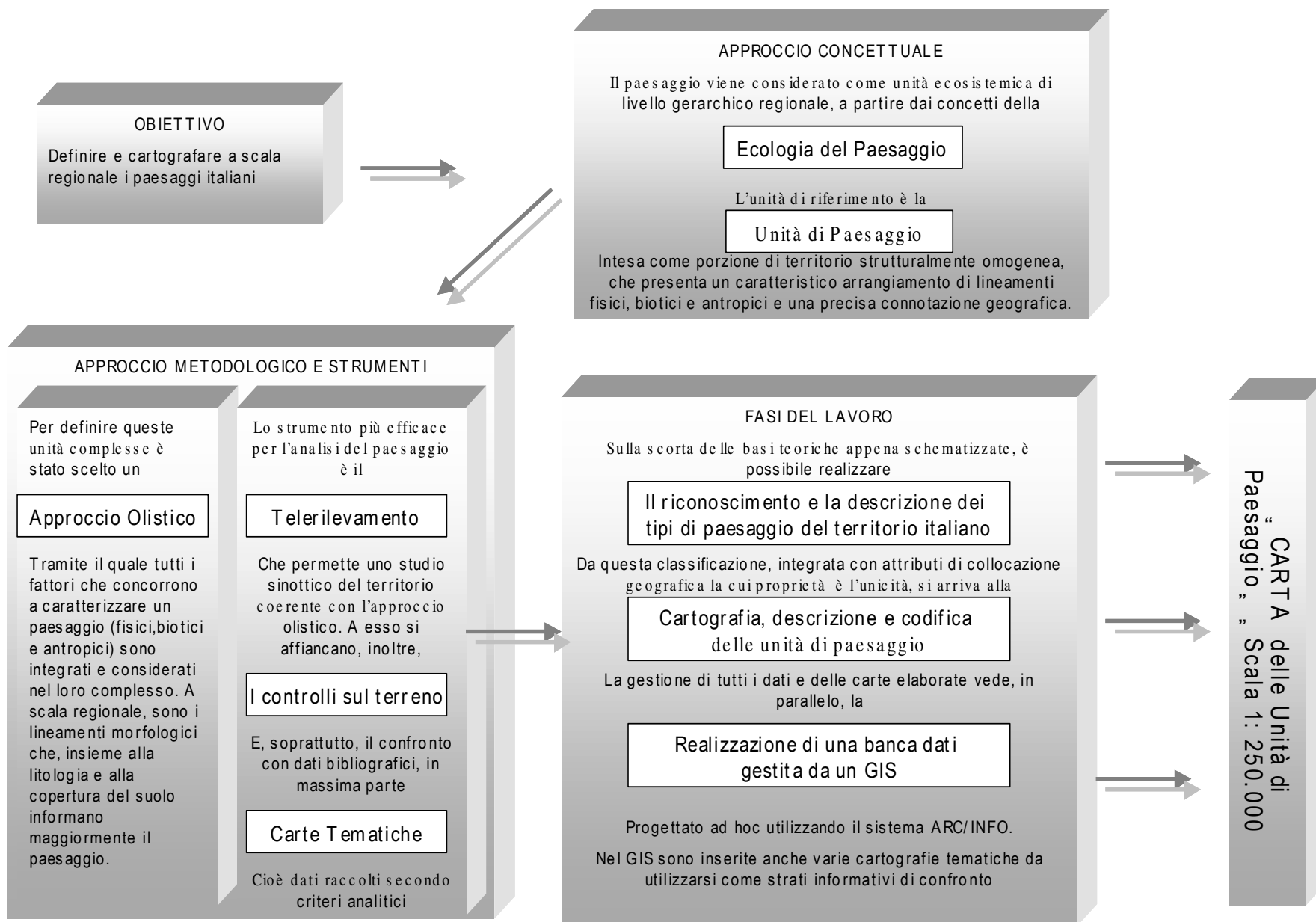
Tutti i prodotti cartografici, le banche dati associate e i dati ancillari utili per la cartografia e le varie elaborazioni e modellizzazioni fanno parte di un Sistema Informativo Territoriale (GIS-Geo Database) realizzato ad hoc in ambiente arc/info.

Valutazione: attribuzione a ciascuna unità territoriale di valori di qualità ambientale e vulnerabilità secondo modelli realizzati ad hoc, costruiti su parametri considerati come indicatori.

SCALA	CONTENUTI	STATO DI ATTUAZIONE
1:250.000	Qualità e vulnerabilità delle unità di paesaggio. Stima di qualità e vulnerabilità ambientale delle “ unità fisiografiche del paesaggio” .	Realizzata per le Regioni Veneto e Friuli Venezia Giulia.
1:50.000	Qualità e vulnerabilità dei biotopi. Per ogni biotopo cartografato vengono definite, sulla base di un modello, la qualità e vulnerabilità ambientale.	Realizzata per 1.000.000 ha del territorio nazionale. Avviata la realizzazione di altri 6.000.000 ha.

Sono state scelte due scale di studio, una di carattere estensivo-regionale, l' altra di maggior dettaglio. A seconda della scala di analisi, i tematismi rappresentati e le relative unità territoriali cartografate sono diversi. Alla scala 1:250.000: ecotipi e unità di paesaggio; alla scala 1:50.000: habitat. La cartografia dei mosaici di habitat CORINE rappresenta la cartografia tematica di base per tutti gli altri tematismi, alla scala 1:50.000. Risponde alla necessità di identificare sul territorio gli habitat e la combinazione (mosaico) degli habitat ai quali le specie sono associate, per esigenze vitali, attraverso la classificazione CORINE biotopes dell'UE (CEC, 1991). La metodologia seguita si basa sulla classificazione di immagini telerilevate (Landsat TM), prima "non guidata", successivamente "guidata" attraverso verifiche "in situ".

Fig. 5.14 Fasi metodologiche del progetto **Carta della Natura** (Legge 394/91) consiste nella realizzazione di una cartografia dell'intero territorio nazionale a diverse scale di analisi, che permetta di identificare lo stato dell'ambiente naturale e di stimarne qualità e vulnerabilità



5.9.5.4. Gli indici di diversità del paesaggio e la stima della biodiversità

L'eterogeneità spaziale all'interno e tra gli ecosistemi è uno degli aspetti critici del funzionamento del singolo ecosistema e dell'intero sistema ambientale.

All'interno di un paesaggio è possibile analizzare alcuni elementi in grado di influenzare l'efficienza degli ecosistemi in esso ospitati. Come prima ricordato l'ecologia del paesaggio individua relazioni di causa ed effetto dell'eterogeneità spaziale.

Al fine di favorire una analisi sintetica degli elementi del paesaggio sono stati sviluppati una serie di indicatori basati su aspetti geometrici e morfologici, in particolare focalizzando l'attenzione su:

- la forma (*Shape*) dei patches: importante per valutare la distanza di ogni punto all'interno del patch dal perimetro esterno
- l'area occupata dai patches e la loro densità
- la presenza di fattori che possano influenzare la connettività tra i patches (*ecological strips*) e quindi la mobilità delle specie da un patch all'altro
- forma del perimetro del patch (frastagliato, lineare etc)
- la configurazione (*spatial arrangement*) dei patches per valutare quali di loro interagiscono e l'estensione di tale interazione.

Molti lavori (Gallego F.J., Escribano P., Christensen S., JRC, EU 2001) hanno basato lo sviluppo di tali indicatori sull'analisi di immagini telerilevate, in particolare Corine Land Cover con un MMU- Minimum Mapping Unit – di 25 ha, eventualmente corredata da ricognizioni sul campo. Alcuni dei principali indicatori sono:

- indicatore di scabrosità topografica (ottenibile anche da modelli digitali del terreno)
- indicatore relativo alla presenza di paesaggi aperti o chiusi
- indicatore di densità dell'impatto della presenza umana (densità abitativa)
- proporzione di ciascuna tipologia di paesaggio rispetto ad un'altra
- presenza di aggregazioni in patches, loro superficie e forma dei contorni
- distribuzione della grandezza, in termini di superficie, dei patch
- distribuzione spaziale dei patches (se presenti in cluster o dispersi)
- Interspersion e Juxtaposition Index (IJI); m=numero di classi, E_{ik} =lunghezza dei perimetri tra le classi i e k :

$$IJI = \frac{- \sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m [(E_{ik}) * \ln (E_{ik})]}{\ln \left(\frac{m(m-1)}{2} \right)}$$

- Indice di Shannon, o indice di diversità del paesaggio (SHDI) (O' Neill et al, 1988) m = numero di tipologie di patch P_i = proporzione di area coperta dall' i-esimo tipo di patch

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$$

- numero medio di classi/tipologie di patches per unità di riferimento (NC)
- densità dei perimetri (perimetri totali su area) ED (*Edge Density*) E = perimetro totale (m)
A = area totale (ha)

$$ED = \frac{E}{A}$$

- rapporto perimetro/area dei singoli patches (PAR)
- Densità dei patch (PD) con n = numero di Patches a = Area

$$PD = \frac{n}{a}$$

- l' indice di frammentazione (Steenmans, Pingborg), basato sulla sovrapposizione di una griglia raster su una carta dell' uso del suolo nella quale siano indicati siepi, filari e boschi e per ciascun pixel si individua quanti elementi naturali o seminaturali sono presenti e la loro compattezza (intesa come la media della grandezza degli elementi rispetto all' area totale degli elementi nel pixel)

In generale un paesaggio si considera complesso e, di conseguenza, potenzialmente atto ad ospitare ecosistemi ad elevata biodiversità se esso è caratterizzato da un elevato numero di piccoli/medi patches, molto mischiati tra loro all' interno dell' area, in presenza di corridoi ecologici tra u patches e senza nessuna tipologia di paesaggio dominante su di un'altra.

Nell' agroecosistema uno dei requisiti fondamentali viene a mancare, dal momento che il paesaggio agrario è dominante su tutti gli altri. L' analisi della complessità si concentrerà quindi sugli elementi del paesaggio esterni ai coltivi e sull' eventuale presenza di coltivi diversificati.

L' Unione Europea ha avviato un progetto per l' analisi della diversità del paesaggio basato sull' elaborazione di immagini telerilevate basata su molti lavori (Gallego F.J., Escribano P., Christensen S., JRC, EU 2001) incentrati sull' utilizzo di Corine Land Cover, con un MMU- Minimum Mapping Unit – di 25 ha, eventualmente corredata da ricognizioni sul campo.

In Italia, l' ISTAT ha avviato un progetto di analisi della diversità del paesaggio, con MMU di 1,5 ha, basata sull' analisi di ortofoto e immagini satellitari a maggior risoluzione (Napolitano et al, 2000).

5.9.6. LA QUALITÀ REALE DEGLI ECOSISTEMI

Per valutare il rischio realistico si rivela necessario affiancare alla stima della qualità potenziale degli ecosistemi l'acquisizione di dati relativi alla qualità reale al fine di determinare:

- La reale vulnerabilità degli ecosistemi esposti
- La distanza degli stessi da condizioni di optimum
- La presenza di altri fattori di contaminazione in grado di compromettere la qualità ambientale indipendentemente dall'immissione di prodotti fitosanitari.

Di seguito verrà illustrato il ruolo degli indici biotici nel fornire un dato sintetico atto a valutare la qualità reale degli ecosistemi.

5.9.6.1. Gli indici biotici e i bioindicatori

La bioindicazione può essere definita come la scienza che studia gli indicatori biologici e valuta la qualità ambientale servendosi del monitoraggio biologico. Tale monitoraggio utilizza le risposte biologiche per la valutazione dei cambiamenti di origine naturale o antropica nell'ambiente, ed è finalizzato alla misura ed al controllo della qualità ambientale (Matthews et al, 1982). Gli organismi viventi costituiscono validi indicatori dello stato di salute ambientale in quanto sono capaci di integrare gli stimoli provenienti sia dalla componente biotica che da quella abiotica e di tradurli in forme di adattamento (Nicolai, 1992). In questi ultimi anni, alle classiche indagini chimiche, fisiche e batteriologiche, si sono aggiunte analisi biologiche basate sull'uso degli indicatori, ovvero di certi animali e vegetali i quali, essendo particolarmente sensibili a diverse forme di inquinamento, permettono di registrare le alterazioni subite dall'ambiente in cui vivono. In genere l'uso di bioindicatori evidenzia cambiamenti di varia natura avvenuti anche in tempi precedenti al momento del monitoraggio; avendo un basso tasso di esercizio è, inoltre, facilmente ripetibile.

I bioindicatori possono essere considerati come quegli organismi o anche quelle reazioni di organismi utilizzati per fini pratici (Nicolai, 1992). Principalmente l'indicatore biologico è definito come un taxon che con la sua presenza od assenza indica una determinata situazione dell'ambiente (Ravera, 1984) ma può essere anche rappresentato dalla struttura delle comunità, dalla dinamica demografica di una popolazione, da reazioni biochimiche di cellule o strutture subcellulari. Recentemente la letteratura internazionale include nel termine di bioindicatore tutte le risposte biologiche di una comunità che indicano una variazione della qualità dell'ambiente. La cosa importante è che ogni indicatore per essere definito tale deve essere correlato con il fenomeno in esame e deve fornire informazioni su una serie di parametri che definiscono in modo univoco l'ecosistema in cui vive.

I metodi biologici sono basati sullo studio degli organismi che usualmente vivono negli ambienti sottoposti a giudizio: ogni organismo riceve dall'ambiente informazioni, le elabora e risponde fisiologicamente ad ogni modificazione; è molto importante sapere interpretare queste risposte le quali sono, in genere, complesse.

Ogni ambiente è colonizzato da comunità strutturate in modo caratteristico che ne formano il biocenotipo. La struttura di una comunità di un ambiente stabile e di buona qualità è sempre più complessa rispetto ad un'altra soggetta a continui stress ambientali; questa complessità si manifesta in un maggior numero di specie presenti ed in un equilibrato rapporto numerico fra gli individui di ogni specie. Tutte le alterazioni ambientali provocano un abbassamento della diversità biotica con una diminuzione delle specie costituenti la comunità e l'aumento notevole del numero degli individui appartenenti a poche specie resistenti; in genere scompaiono prima le specie più sensibili e via via le altre mentre riescono a sopravvivere le più adattabili che, anzi, proliferano perché non trovano competizione. Le specie non reagiscono tanto a fattori isolati quanto a combinazioni di più fattori e può essere difficile stabilire la relazione tra fattore isolato e risposta della comunità. La definizione della qualità ambientale basata sull'analisi della comunità si basa su una valutazione dell'effetto d'insieme. Il problema maggiore da affrontare in questo tipo di valutazioni è quindi quello di interpretare i segnali che provengono dalle comunità e di tradurli in una scala di qualità ambientale; è proprio questa interpretazione l'oggetto di studio della scienza della bioindicazione.

Possono essere considerati bioindicatori quegli organismi che vivono solo nell'ambito di ristrette condizioni ambientali la cui efficienza dipende dal loro intervallo di tolleranza riguardo ai diversi parametri ambientali. Le specie euriecie cioè tolleranti sono presenti in una maggiore varietà di situazioni ambientali e quindi non sono utilizzabili come indicatori, al contrario le specie stenoecie, cioè con ristretti intervalli di tolleranza, presenti solo in particolari condizioni ambientali, sono considerate buoni indicatori. Oltre ad essere organismi stenoeci i bioindicatori devono possedere una serie di requisiti per poter essere utili al monitoraggio ambientale (Hellawell, 1986).

5.9.6.2. Qualità reale degli ecosistemi acquatici

Le tematiche legate alla conservazione ed alla riqualificazione degli ecosistemi acquatici sono divenute, a livello globale, sempre più oggetto di attenzione da parte del mondo scientifico e delle istituzioni coinvolte nelle scelte politiche e gestionali.

La messa a punto di strategie di monitoraggio, finalizzate alla valutazione dello " stato di salute" dei sistemi di riferimento ha trovato, nell' emanazione della direttiva quadro sulle acque, il recepimento di strategie integrate innovative volte al raggiungimento di obiettivi di

qualità. In un contesto più ampio si sottolinea lo spostamento da una visione antropocentrica della gestione delle acque ad una visione ecosistemica in cui l' uomo è uno degli elementi ed il principale fruitore.

Nell' ambito dell' attuazione della direttiva europea è diventata prioritaria la messa a punto di descrittori biologici di diversi livelli trofici dell' ecosistema (produttori primari, fitoplancton, consumatori di diverso ordine, comunità macrobentoniche, macrofite e comunità ittiche). Cambia completamente l' approccio consolidato nelle precedenti direttive nazionali e europee di settore. Ci si discosta nettamente, infatti, passando dallo studio dei soli mg/l con riferimenti tabellari dei vari parametri chimico- fisici, chimici e microbiologici allo studio degli effetti sulla componenti biotiche e misurando il discostamento da condizioni di riferimento.

La Direttiva Quadro privilegia come descrittori gli organismi viventi perché costituiscono gli indicatori più validi dello stato di salute di un corpo idrico, capaci di integrare gli stimoli provenienti dalla componente abiotica e biotica e di tradurli in forma di adattamento.

L' utilizzazione di organismi viventi come misura della qualità ambientale, pur nella consapevolezza della difficoltà di catturare la forte dinamicità spazio temporale dei fenomeni ambientali, potrebbe ricostruire parte della complessità ecosistemica. I risultati di indagini che usano gli indicatori biologici possono descrivere le condizioni di un corpo idrico, poiché le comunità animali e vegetali mantengono una memoria storica e spaziale dei fenomeni naturali e di perturbazione di un dato ecosistema (Mancini,). Comunemente i parametri biologici possono rivelare meglio fenomeni di sinergia (due sostanze possono risultare molto più pericolose se sono simultaneamente presenti nelle acque) o di antagonismo. Secondo Ghetti (1981) gli indicatori biologici devono essere in grado di evidenziare e possibilmente anticipare effetti negativi, indotti a livello delle popolazioni come base per la protezione delle specie e delle comunità e per garantire una elevata qualità funzionale degli ecosistemi. Le popolazioni animali e vegetali costituiscono, nel loro insieme, gli indicatori per eccellenza degli effetti prodotti dall' inquinamento sull' ambiente in cui vivono.

E questo per i seguenti motivi:

- la grande diversità fisiologica ed ecologica degli organismi presenti in un corso d' acqua permette una vasta gamma di scelte di specie in grado di reagire ad una vasta gamma di variazioni ambientali;
- la proprietà di reagire degli organismi, non tanto ad un singolo fattore, ma alla variazione della situazione ambientale nel suo complesso;
- la capacità di esprimere un effetto cumulativo rispetto all' azione dei vari fattori insieme e nel tempo;
- la possibilità di essere utilizzati in modo pratico fornendo valori quantitativi e confrontabili attraverso un linguaggio universale.

Le attività di bioindicazione possono essere condotte su vari livelli d' integrazione biologica. Quando queste attività possono essere ripetute nel tempo, ciò è in genere chiamato biomonitoraggio. Il termine bioindicazione è riservato a tutte le attività a livello dell' organismo (intero organismo) o superiore (popolazioni, comunità, ecosistemi).

Nel termine biomonitoraggio vengono compresi:

- test di tossicità per misurazioni sulle risposte biomolecolari e fisiologiche di organismi nei confronti di tossici in situazioni sperimentali, compresi biosaggi e sistemi di controllo (tossicità acuta, tossicità cronica, genotossicità, bioaccumulazione e biomagnificazione);
- monitoraggio degli ecosistemi per misure sull' integrità di ecosistemi sottoposti a perturbazioni ambientali.

Quando si parla di **monitoraggio degli aspetti strutturali di un ecosistema** si possono analizzare differenti aspetti:

- abbondanza e distribuzione di specie;
- struttura delle comunità;
- struttura trofica.

Tutti i metodi di monitoraggio per la valutazione della struttura di un ecosistema si traducono in campionamenti di specifici gruppi di biota. Le comunità biotiche complessivamente considerate riflettono le condizioni ambientali degli ecosistemi acquatici, in quanto sensibili a qualsiasi cambiamento dei parametri ambientali. Sono stati proposti come indicatori di qualità molti gruppi di organismi. Come indicatore si intende una unità biologica in grado di fornire informazioni globali su una situazione complessa, non misurabile direttamente. In alcuni casi, come nel caso di taxa indicatori, anche la singola specie può risultare un buon indicatore, ma per comprendere meglio una situazione ambientale lo studio deve essere rivolto alla comunità ed ai suoi cambiamenti nel tempo.

Tali cambiamenti, sia in termini qualitativi che quantitativi possono essere la spia di un deterioramento ambientale dovuto ad inquinamento, ma anche costituire, in casi di interventi gestionali, un descrittore del recupero in termini di qualità ambientale.

I metodi utilizzati nel decreto legislativo 152/99 (e successive modifiche) per la valutazione dello stato ecologico per esempio, variano a seconda degli ambienti considerati.

Nel caso di acque correnti viene utilizzato: l' **Indice Biotico Esteso (I.B.E.)** (Ghetti, 1986; 1997), integrato dall' analisi sui **macrodescrittori chimici** (indice **SECA** – Stato Ecologico dei Corsi d' Acqua). L'Indice Biotico Esteso è l'unico metodo biologico standard italiano e quindi richiesto nella normativa nazionale. L'altro metodo standardizzato e messo a punto è un **Indice di Funzionalità Fluviale** (Siligardi et al., 2000). Lo stato di qualità ambientale viene definito sulla base dello stato di qualità chimico e di quello ecologico del corpo idrico stesso.

Inoltre, il decreto 152 si concentra principalmente sull' importanza di conservare intatte le caratteristiche biologiche, chimico-fisiche e morfologiche delle acque superficiali, affinché possano supportare lo sviluppo di comunità biologiche naturali

La legge 152 prevede l' organizzazione di piani di monitoraggio che portino all' attribuzione di classi di qualità a corpi idrici considerati significativi. Scopo del monitoraggio è altresì quello di individuare le fonti di inquinamento diffuso o puntuale che portino al degrado delle acque analizzate. Gli obiettivi di qualità prefissati sono di mantenere o raggiungere lo stato di qualità ambientale “ buono” o “ elevato” entro il 31 dicembre 2016 e la classe di qualità “ sufficiente” per tutti i corpi idrici entro il 31 dicembre 2008 (Art.4).

Lo **stato ecologico** viene definito in base alla **complessità e integrità dell' ecosistema** acquatico, facendo riferimento sia alla componente biotica, che abiotica, comprendente aspetti chimico-fisici delle acque e sedimenti e idromorfologici del corpo idrico. Le classi di qualità fanno riferimento al grado di allontanamento dello stato ecologico del sito monitorato rispetto a quello “ elevato” caratteristico di corpi idrici di riferimento. Questi ultimi, che possono essere anche solamente teorici, vengono considerati rappresentativi dello stato ambientale di ecosistemi teoricamente immuni da impatto antropico e considerati quindi di riferimento.

L' allegato V della Water Framework Directive riporta per ciascun corpo idrico gli elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico con l' indicazione degli elementi chimico-fisici e degli elementi biologici e idromorfologici da monitorare.

Gli elementi biologici, per fiumi e laghi, non si limitano alla popolazione di macroinvertebrati, ma comprendono anche fitoplancton, macrofite, fitobentos e fauna ittica:

- Composizione e abbondanza della flora acquatica
- Composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici
- Composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica

Inoltre, acquisisce importanza a sostegno dei parametri biologici anche la valutazione di elementi idromorfologici:

- Regime idrologico:
 - massa e dinamica del flusso idrico
 - connessione con il corpo idrico sotterraneo
- Continuità fluviale
- Condizioni morfologiche
 - variazione della profondità e della larghezza del fiume
 - struttura e substrato dell'alveo
 - struttura della zona ripariale

In Italia la modalità di espressione dei risultati ottenuti è il **rapporto di qualità ecologica (EQR)**, tra i valori ricavati dal monitoraggio e quelli attesi per i siti di riferimento di tipologia analoga. Si otterranno valori compresi tra 0, peggior qualità, ed 1, da organizzare in 5 classi di qualità.

EQR= valore del parametro biologico osservato/valore del parametro biologico di riferimento

Per il monitoraggio dei corsi d' acqua esistono norme nazionali ed internazionali per il campionamento dei macroinvertebrati (ISO 5667-3:1995; EN27828:1994; EN 28265: 1994; EN

ISO 9391: 1995; EN ISO 8689-1: 1999; EN ISO 8689-2: 1999) ed è di corrente uso l' **Indice Biotico Esteso** (Ghetti, 1997).

Inoltre è stato formulato un **Indice di Funzionalità Fluviale (IFF)** che valuta l' integrità delle caratteristiche idromorfologiche dei fiumi (Siligardi et al., 2000) ed è in via di sperimentazione l' **indice EPI-D** basato sulle diatomee epilittiche (Dell' Uomo, 1996);

Per i sedimenti esiste il **Biotic Sediment Index** (De Pauw, 2001)

Per i pesci esiste l' **Index of Biotic Integrity** basato su composizione in specie, composizione della catena trofica condizioni dei pesci (Belpaire et al 2000)

Per le caratteristiche idromorfologiche sono stati sviluppati diversi indici basati sulla struttura e la morfologia fluviale (Wils et al 1994)

Al di là della formulazione di indubbiamente pratici indici sintetici, è molto importante la caratterizzazione di siti di riferimento cui paragonare le condizioni biologiche riscontrate durante il monitoraggio per valutare il grado di allontanamento causato dall' impatto antropico. A tale scopo si potrebbero ad esempio usare semplici indici di diversità o rapporti tra taxa indicatori, considerando il rapporto tra i valori sperimentali e quelli attesi in siti di riferimento con caratteristiche analoghe al sito monitorato.

In diversi lavori (Goethals et al, 2001) sono stati, inoltre, proposti metodi di " integrated ecological assessment" che integrano diversi metodi di monitoraggio.

Le comunità di Macroinvertebrati e l' indice Biotico esteso (IBE)

L'utilizzo degli indicatori biologici per lo studio della qualità delle acque superficiali è stato introdotto nella Direttiva C.E.E. 659/78, recepita dalla normativa italiana con il D. Lgs. 130/92. Successivamente il D. Lgs. 152/99, e poi il D. Lgs. 258/00 hanno ufficializzato l'Indice Biotico Esteso (I.B.E.), ottenuto in seguito a revisioni e adattamenti dell' "Extended Biotic Index" (E.B.I.), come metodica per il biomonitoraggio delle acque correnti

L'indice biotico IBE (Indice Biotico Estesio), derivante dall'EBI (Extended Biotic Index) di Woodiwiss (Woodiwiss, 1978) e adattato da Ghetti per un'applicazione ai corsi d'acqua italiani (Ghetti, 1997), è stato scelto quale indice rappresentativo dello stato di qualità degli ecosistemi acquatico perché è uno degli indici più utilizzati per la valutazione dello stato biologico dei corsi d'acqua e perché previsto dal Decreto Legislativo dell'11 maggio 1999, n. 152 (e successiva modifica 18 Agosto 2000, n. 258) per la tutela delle acque dall'inquinamento. In base a questo Decreto, che prevede una frequenza di campionamenti stagionale, i dati sono disponibili sulla maggior parte del territorio nazionale e la loro raccolta è di competenza delle Amministrazioni Provinciali.

L'indice IBE viene calcolato sulla base della presenza di determinati macroinvertebrati (macrobentos) nel corso d'acqua, ed è particolarmente adatto a rilevare nel tempo gli effetti dovuti al complesso dei fattori (fisici, chimici e biologici) di stress sull'ambiente.

Il valore dell'indice, espresso con un numero intero entro una scala di riferimento, riassume un giudizio di qualità basato sulla modificazione qualitativa della comunità campionata, rispetto ad una comunità di riferimento (Ghetti, 1997).

Tale valore viene calcolato mediante l'utilizzo di una tabella a doppia entrata (vedi Tab 5.8) che tiene conto sia della presenza dei taxa più sensibili alle variazioni della qualità del corso d'acqua, sia dell'abbondanza di questi a livello dell'intera comunità ecosistemica.

L'analisi della comunità degli invertebrati acquatici e l'applicazione degli indici biotici fondati su di essa, rappresentano un valido strumento per lo studio della qualità di un corso d'acqua. Con il nome di macroinvertebrati si intendono quegli organismi superiori al millimetro, e quindi facilmente visibili a occhio nudo, che almeno per una parte del loro ciclo di sviluppo colonizzano i diversi substrati di un corso d'acqua. Da un punto di vista tassonomico, la comunità di macroinvertebrati bentonici raggruppa al suo interno specie appartenenti ai seguenti gruppi: Insetti (Plecotteri, Efemerotteri, Tricotteri, Eterotteri, Ditteri, Coleotteri, Odonati, Megalotteri e Planipenni) Crostacei, Molluschi, Anellidi, Tricladi, Nematomorfi, Briozoari e Poriferi. Dal punto di vista trofico i macroinvertebrati appartengono alle categorie degli erbivori, dei carnivori e dei detritivori.

La scelta delle comunità di macroinvertebrati come indicatori della qualità di un corso d'acqua è comprensibile per vari motivi: questi organismi sono facilmente campionabili, sono relativamente semplici da identificare (la determinazione dei vari taxa arriva a livello di famiglia e solo per i Plecotteri e gli Efemerotteri a livello di genere), presentano un ciclo di sviluppo abbastanza lungo riuscendo a registrare in modo integrato la qualità dell'ambiente

La presenza di un elevato numero di macroinvertebrati in un fiume è determinante per i processi autodepurativi del fiume stesso e costituisce un buon indicatore biologico della naturalità del corso d'acqua. La struttura di una comunità di macroinvertebrati viventi in un

fiume di buona qualità ambientale, cioè con acqua priva di fonti di inquinamento, è complessa e diversificata. Il numero di specie presenti è elevato e fra esse vi è un rapporto numerico equilibrato, cioè non c'è nessuna specie che prevale sulle altre. Poiché i macroinvertebrati sono sensibili a qualsiasi fonte di inquinamento, in relazione al grado di alterazione del corso d'acqua, si osserva una alterazione del numero delle specie presenti, la scomparsa di quelle più sensibili e l'aumento del numero degli individui appartenenti a poche specie più resistenti.

Le fonti di inquinamento che possono causare una modificazione della struttura della comunità di macroinvertebrati di un corso d'acqua sono di vario tipo: sostanze organiche degradabili, sostanze organiche non degradabili, sostanze inorganiche tossiche o anche non direttamente tossiche.

Nella metodologia integrata la spazializzazione dei dati relativi al monitoraggio dell' Indice Biotico Esteso sono un utile strumento di supporto per:

- valutare la qualità biologica preesistente alla contaminazione
- valutare l' eventuale presenza di alterazioni degli ecosistemi da ricercarsi in altre fonti di contaminazione

Gruppi Faunistici che determinano con la loro presenza l' ingresso orizzontale in tabella		NUMERO TOTALE UNITA' SISTEMATICHE								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-...
Plecoteri Presenti (<i>Leuctra</i>)*	Più di una U.S.	--	--	8	9	10	11	12	13**	14**
	Una sola U.S.	--	--	7	8	9	10	11	12	13**
Efemerotteri Presenti (escludere <i>Baetidae, Caenidae</i> ***)	Più di una U.S.	--	--	7	8	9	10	11	12	--
	Una sola U.S.	--	--	6	7	8	9	10	11	--
Tricotteri Presenti (comprendere <i>Baetidae, Caenidae</i>)	Più di una U.S.	--	5	6	7	8	9	10	11	--
	Una sola U.S.	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Gammaridi e/o Aтиdi e/o Palemonidi presenti	Tutte le U.S.sopra assenti	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Asellidi e/o Nufhargidi presenti	Tutte le U.S.sopra assenti	--	3	4	5	6	7	8	9	--
Oligocheti Chironomidi	Tutte le U.S.sopra assenti	1	2	3	4	5	--	--	--	--
Altri organismi	Tutte le U.S.sopra assenti	--	--	--	--	--	--	--	--	--

* Nelle comunità in cui *Leuctra* è presente come unico taxon di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemerotteri (o presenti solo *Baetidae* e *Caenidae*), *Leuctra* deve essere considerata al livello dei Tricotteri per definire l'entrata orizzontale in tabella.

**questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane per cui occorre prestare attenzione, sia nell'evitare la somma di biotipologie (incremento artificioso della ricchezza in taxa), che nel valutare gli effetti prodotti inquinamento trattandosi di ambienti con elevata ricchezza di taxa

***Per la definizione dell'ingresso orizzontale in tabella le famiglie *Baetidae* e *Caenidae* vengono considerate a livello dei Tricotteri.

Tab 5.8 Tabella per il calcolo dell' indice IBE (da Ghetti, 1997)

L' elaborazione della carta della distribuzione dell' Indice Biotico esteso in Regione Lombardia

Per elaborare la Carta relativa all' Indice Biotico Esteso in Lombardia è emersa la necessità di gestire una mole elevata di dati, archiviandoli in un unico database contenente le seguenti informazioni:

- coordinate del punto di campionamento (in formato Gauss-Boaga)
- codice della stazione
- nome del corso d' acqua
- provincia e comune di appartenenza
- data di campionamento
- valore dell' indice IBE (da 1 a 14)
- fonte del dato

I dati raccolti devono poi essere opportunamente selezionati in quanto devono rispondere a requisiti di omogeneità cronologica per singola porzione del medesimo corso d'acqua ricadente nella provincia competente, e di prossimità temporale al trattamento.

Lo strato informativo elaborato contiene i punti ed i valori ad esso associati relativi alle stazioni di campionamento IBE per i fiumi della Regione Lombardia

Si sono raccolti e archiviati nei GIS i dati relativi alle provincie di Bergamo (252), Brescia (89), Cremona (139), Mantova (52), Milano (281), Pavia (54), Sondrio (44), Varese (181); non è stato invece possibile ottenere i dati di IBE raccolti dalle provincie di Como, Lecco e Lodi.

Le stazioni di campionamento sono state digitalizzate su supporto cartografico C.T.R. 1:10.000 della Regione Lombardia. La componente tabellare dello strato informativo comprende tutti i valori di IBE disponibili distribuiti su un arco temporale di 10 anni (un totale di 1097 dati di campionamento).

Tra tutti i dati raccolti sono stati poi selezionati quelli che rispondevano ai requisiti di omogeneità cronologica per singola porzione del medesimo corso d'acqua ricadente nella provincia competente, e di prossimità temporale al trattamento.

I dati di IBE selezionati si riferiscono a quei corsi d'acqua che individuano sul territorio un bacino idrografico. Questi bacini sono stati suddivisi in tanti sottobacini quanti sono i punti stazione in esso contenuti, tracciando una linea retta immediatamente a monte di ciascuna stazione (e perpendicolare al tratto di fiume), dando origine a 222 sottobacini. Così facendo ciascun valore di IBE corrispondente ad un punto stazione presente nel sottobacino viene associato in modo univoco al tratto di fiume contenuto nel sottobacino (Figura 5.15) e il valore di IBE verosimilmente sarà il più alto tra quelli che potrebbero essere associati al

tratto, visto che, in termini generali, i valori di IBE diminuiscono da monte verso valle. Questa scelta quindi risponde a un'ottica cautelativa in quanto è connessa a una condizione ecologica migliore e quindi maggiormente da preservare.

Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.)

La prima elaborazione di un indice biologico, (R.C.E. Riparian Channel and Environmental Inventory) che classificasse lo stato ambientale delle fasce riparie e degli alvei, è stato ideato da un ecologo svedese dell' Università di Lund negli anni '80.

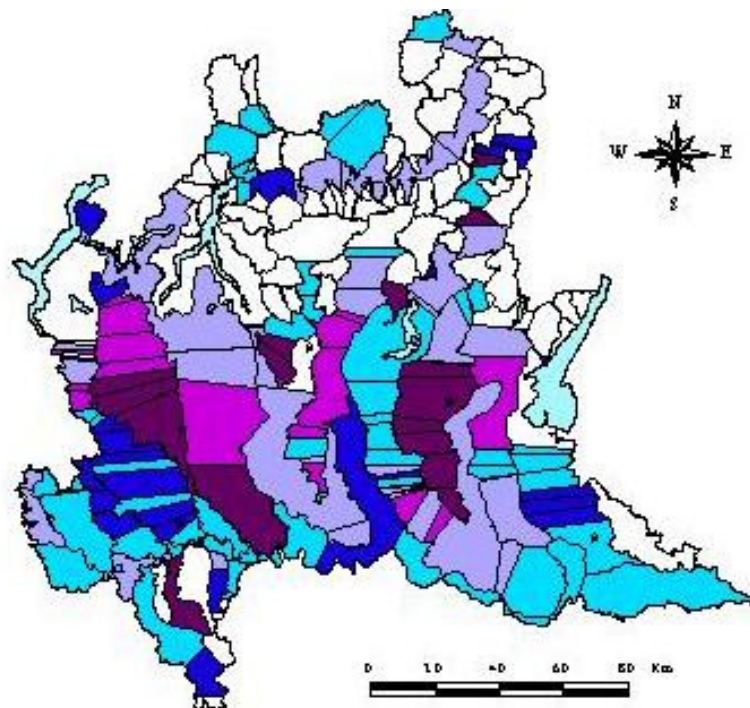


Tabella n°8, allegato I, D.Lgs. 11 Maggio,1999 n° 152

CLASSI DI QUALITA'	VALORI DI IBE	GIUDIZIO DI QUALITA'
CLASSE I	10-11-12	Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile
CLASSE II	8-9	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o alterazione
CLASSE III	6-7	Ambiente inquinato o comunque alterato
CLASSE IV	4-5	Ambiente molto alterato
CLASSE V	1-2-3	Ambiente fortemente alterato

Fig. 5.15 La Carta della distribuzione dell' Indice Biotico Esteso per la Regione Lombardia

Il metodo presentava una scheda costituita da 16 domande, con 4 risposte predefinite per ognuna di esse ed un punteggio attribuito ad ogni singola caratteristica.

Questo nuovo modo di studiare i corsi d'acqua è stato sperimentato affiancandolo alle più usuali metodologie (analisi chimico - fisiche, microbiologiche, ecotossicologiche, I.B.E, ecc.) e, dopo molteplici applicazioni, è stata riconosciuta l'importanza che tale strumento poteva svolgere come modello di definizione della qualità ambientale dei fiumi.

L' applicazione dell' R.C.E di Peterson si è diffuso velocemente tra gli idrobiologi, e ne sono seguiti vari aggiornamenti e modifiche migliorative fino alla formulazione dell' R.C.E. II, adattato alla realtà italiana nel 1991 da Siligardi e due anni dopo, dallo stesso Siligardi in collaborazione con Maiolini.

In Italia la metodologia, inizialmente, è stata testata e applicata soprattutto nelle zone alpine e prealpine, per diffondersi, successivamente, anche nel resto della penisola; è nata così l'esigenza di un nuovo aggiornamento, pur mantenendone la struttura di base, in modo da adattare l' Indice alle caratteristiche morfo – ecologiche di tutti i corsi d'acqua italiani.

La stesura attuale è appunto l'I.F.F., il quale esprime il livello della funzionalità idrobiologica di un fiume.

(R.C.E. Riparian Channel and Environmental Inventory) Il lavoro di revisione è terminato nel novembre 2000 ed è stato presentato ufficialmente da parte dell' ex A.N.P.A (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, ora APAT). L' I.F.F. (Siligardi et al, 2000) analizza la funzionalità dell' ecosistema fluviale e dell' ecotono ripario. Basandosi sui principi dell' ecologia fluviale, attraverso l' analisi delle componenti morfologiche, strutturali e biotiche dell' ecosistema fluviale, l' IFF permette di valutare la funzione ad esse associata e di evidenziare l' eventuale discostamento dalla condizione di massima funzionalità. Con particolare riferimento alla fascia riparia, l' IFF analizza la struttura e l' ampiezza della vegetazione perifluviale per valutare la relativa funzione di buffer strip; considera la presenza di vegetazione sulle rive ai fini della capacità di stabilizzazione delle sponde. In particolare si possono individuare e spazializzare 3 ambiti fluviali ecologici:

- “ ambito fluviale ecologico con valenza elevata” : è costituito da formazioni arboree ed arbustive riparie ben consolidate; deve essere protetto e correttamente gestito: questa zona, svolge funzione di tampone intercettando e depurando i nutrienti e gli inquinanti dilavati dal territorio; garantisce inoltre la presenza di un corridoio per il mantenimento dei flussi biologici.
- “ ambito ecologico con valenza mediocre” : situato in zone scarsamente urbanizzate, o agricole e pascolive. Il ripristino di queste aree consiste nel rinaturalizzare una zona adiacente al fiume di ampiezza di 30 metri.

- “ ambito fluviale ecologico con valenza bassa” : tipico di aree ad urbanizzazione matura, dove gli interventi di rinaturazione, non potendo riguardare l’ esterno dell’ alveo, possono comunque interessare gli argini e l’ alveo stesso, mediante progetti di riqualificazione del letto fluviale atti ad aumentare la morfodiversità ambientale e la creazione di nicchie ecologiche, oltre a migliorare la ritenzione della sostanza organica grossolana.

Come per l’ IBE, anche la spazializzazione di tale indice fornisce una valutazione della qualità reale del corso d’ acqua e al suo stato ecologico funzionale ad una stima del rischio che integri valutazioni sulla qualità preesistente all’ immissione dei fitosanitari.

La spazializzazione dell’ IFF è particolarmente importante per la valutazione dell’ attenuazione del rischio da ruscellamento e deriva passando da ambito fluviale ecologico con valenza bassa ad ambito fluviale ecologico con valenza elevata.

5.9.6.3. Qualità’ reale degli ecosistemi terrestri

La valutazione delle qualità reale degli ecosistemi terrestri è basata principalmente sulla spazializzazione dei dati di monitoraggio relativi alla densità di individui presenti in un area (in particolare per i vertebrati terrestri). Rispetto agli ecosistemi acquatici la variabilità del sistema paesaggio ha reso difficoltosa l’ individuazione di indici biotici paragonabili a quelli sviluppati per le acque anche se notevoli sforzi si stanno facendo in tal senso.

In genere la stima della qualità ambientale degli ecosistemi si effettua attraverso una valutazione della biodiversità complessiva e attraverso la conoscenza tassonomica di gruppi particolarmente promettenti, o già collaudati, come indicatori di qualità ambientale. Ad esempio, l’attenzione viene posta su alcuni gruppi che giocano un ruolo fondamentale nell’ecosistema terrestre, favorendo e attuando i processi di demolizione della sostanza vegetale morta [invertebrati della lettiera e del suolo (oligocheti, nematodi, isopodi terrestri) e invertebrati coinvolti nelle demolizioni del legno morto (insetti cerambicidi, buprestidi, ...)]

5.10. CARATTERIZZAZIONE DEL RISCHIO REALISTICO

La caratterizzazione territoriale e quella ecologico paesaggistica sono fondamentali per effettuare una stima del rischio che integri la stima dell’ esposizione e degli effetti con quella del sistema ambientale esposto.

La metodologia integrata predisposta per gli ecosistemi acquatico, terrestre epigeo ed ipogeo prevede di effettuare la stima del rischio sito specifico, procedendo, nel corso dell’ elaborazione dei risultati, a raffinazioni successive.

La cartografia elaborata, prevede di spazializzare:

Indici di rischio: derivanti dal confronto tra esposizione ed effetti su organismi rappresentativi degli ecosistemi esposti

Rischio rifinito: derivante dal confronto tra gli indici di rischio ed opportune soglie di impatto differenziate in base alla vocazionalità faunistica del territorio e, quindi, al suo pregio potenziale,

Rischio realistico: derivante dal confronto la carta del rischio rifinito e la carta della qualità reale dell' ecosistema oggetto della valutazione (per gli ecosistemi acquatici essa è rappresentata dalla spazializzazione di indici biotici e di funzionalità fluviale con la loro opportuna riclassificazione in giudizi di qualità; per gli ecosistemi terrestri essa è rappresentata dai risultati dell' analisi paesaggistica)

Dal momento che la stima del rischio realistico integra aspetti di qualità reale preesistente e potrebbe fornire risultati di rischio elevato in aree nelle quali esiste una compromissione dello stato dell' ambiente indipendente dall' immissione dei prodotti fitosanitari, si procede all' elaborazione di una carta del cosiddetto **Rischio realistico da prodotti fitosanitari** derivante dalla sottrazione dalla carta del rischio realistico di una carta della qualità ambientale preesistente. Tale elaborazione permette di evidenziare le aree nelle quali la compromissione dello stato qualitativo ambientale deriva dall' immissione di fitosanitari dalle aree nelle quali lo stato qualitativo è maggiormente influenzato da altri fattori, ulteriormente indagabili. La carta così elaborata si inserisce in uno schema di gestione globale degli impatti, distinguendo l' entità di ciascun determinante.

5.11. VALIDAZIONE SPERIMENTALE DEI RISULTATI

La validazione della stima del rischio sito-specifica elaborata è sicuramente un tema di particolare complessità, soprattutto per quanto riguarda l' impatto sugli ecosistemi. Le ragioni di tali difficoltà sono riscontrabili in primo luogo perché gli ecosistemi che si intendono valutare non sono esposti alla contaminazione solo da prodotti fitosanitari ma ad un pool di sostanze e di fattori di disturbo; la variabilità degli ecosistemi reali è molto alta e inoltre non esiste una correlazione lineare tra i risultati dei test di laboratorio (anche se estesi a più specie) e le risposte allo stress degli ecosistemi.

Per quanto riguarda l' ecosistema acquatico, la definizione di campagne di monitoraggio come previsto dall' art 8 WFD, supportate dall' uso dei GIS, può sicuramente rappresentare una periodica valutazione del raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale previsti dalla direttiva stessa. La direttiva dispone che gli Stati membri elaborino, entro 6 anni dall' entrata in vigore della stessa, piani di monitoraggio delle acque per fornire

una visione completa del loro stato. Per quanto concerne le acque superficiali andranno fornite informazioni sul loro stato ecologico, chimico e potenziale biologico, il volume ed il livello o proporzione del flusso idrico nella misura adeguata ai fini dello stato ecologico e chimico e del potenziale ecologico (Art.8).

Il monitoraggio dovrà essere strutturato in tre fasi distinte:

- un monitoraggio di sorveglianza per definire lo stato ecologico dei siti analizzati, per valutare variazioni a lungo termine delle condizioni
- naturali e utile per la progettazione di programmi futuri;
- un monitoraggio operativo per stabilire lo stato dei corpi che si reputa rischio di non soddisfare gli obiettivi ambientali;
- un monitoraggio di indagine per ricercare le cause che impediscono ad un corpo idrico di raggiungere i target stabiliti, per valutare e porre rimedio a fenomeni di inquinamento accidentale (Allegato V, 1.3).

Nonostante sia previsto un monitoraggio di indagine, risulta difficoltoso scorporare il contributo dell' immissione di prodotti fitoiatrici nell' influenzare un dato complesso frutto dell' azione di molti parametri.

Per quanto riguarda gli ecosistemi terrestri esistono campagne di monitoraggio della densità faunistica e della biodiversità ma si tratta per lo più di monitoraggi a spot in aree di particolare pregio naturalistico. La correlazione tra immissione di prodotti fitoiatrici nell' ambiente e variazione delle dinamiche degli ecosistemi è, quindi, un tema che necessita di essere valutato attentamente in uno scenario più ampio.

5.12. SVILUPPO DI INDICATORI AGROAMBIENTALI

Per ovviare alle difficoltà sottolineate nel precedente paragrafo, a livello internazionale sono stati sviluppati una serie di indicatori agroambientali, indirizzati cioè alla valutazione delle correlazioni di causa-effetto esistenti tra pressioni generate dall' agricoltura e risposte dei sistemi ambientali a tali pressioni.

Per quanto riguarda in particolare il rischio da pesticidi, l' Unione europea ha finanziato il progetto CAPER (concerted action on pesticide risk indicators) (Reus et al , 2002), finalizzato alla valutazione comparativa degli indici di rischio da pesticidi.

La Comunicazione "**Indicatori per l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune**" affronta la questione degli indicatori agroambientali individuando un nucleo centrale di indicatori e di settori che necessitano di indicatori più definiti, numerosi dei quali riguardano i rischi posti dai prodotti fitosanitari all'ambiente. I più importanti sono:

- il consumo di pesticidi: tuttavia, i rischi posti dai pesticidi variano sensibilmente a seconda delle caratteristiche specifiche degli ingredienti attivi (ovvero tossicità, persistenza) e dei modelli d'uso (ossia, volumi applicati, periodo e metodo d'applicazione, tipo di coltura trattata, tipo di suolo). Si possono contemplare due indicatori complementari:
- indice dell'uso di pesticidi, ponderato per tener conto di diversi tipi di tossicità e modelli d'uso;
- uso dei pesticidi, classificato in base alle caratteristiche intrinseche, ad esempio tossicità per le specie non bersaglio, effetti di lungo periodo, persistenza nell'ambiente,
- contaminazione del suolo: grado di accumulo dei residui di pesticidi o di metaboliti nel suolo;
- contaminazione delle acque: evoluzione delle concentrazioni di pesticidi nelle acque sotterranee e superficiali.

Un ulteriore progetto è quello “ Towards agri-environmental indicators - Integrating statistical and administrative data with land cover information Eurostat” ²¹, finalizzato appositamente alla definizione di indicatori integrati agricoltura/ ambiente.

5.12.1. LO SCHEMA DPSIR

La definizione di indicatori ed indici che siano in grado di rappresentare una determinata matrice ambientale, sia nell' ambito di processi di valutazione della matrice stessa, sia come reporting dello stato dell' ambiente, avviene generalmente attraverso l' utilizzo di schemi in grado di mettere in relazione le pressioni esercitate sulla matrice, lo stato della matrice stessa e le risposte che già ci sono o che sono ipotizzabili per il futuro.

Nel caso specifico, un importante schema di riferimento è quello siglato DPSIR, cioè Driving forces, Pressure, State, Impact e Response.

Lo schema è stato adottato dalla EEA (European Environmental Agency), in modo da proporre con esso una struttura di riferimento generale, un approccio integrato nei processi di reporting sullo stato dell' ambiente, effettuati a qualsiasi livello europeo o nazionale. Esso permette di rappresentare l' insieme degli elementi e delle relazioni che caratterizzano un qualsiasi tema o fenomeno ambientale, mettendolo in relazione con l' insieme delle politiche esercitate verso di esso.

²¹ Towards agri-environmental indicators - Integrating statistical and administrative data with land cover information Eurostat [*Joint publication*: DG Agriculture, DG Environment, Joint Research Center, European Environment Agency,] EEA, Copenhagen, 2001

Driving forces – Determinanti o Forze determinanti

azioni sia antropiche (comportamenti ed attività umane: industria, agricoltura, trasporti, ecc.) che naturali, in grado di determinare pressioni sull'ambiente;

Pressures – Pressioni

con pressioni viene indicato tutto ciò che tende ad alterare la situazione ambientale (emissioni atmosferiche, produzione di rifiuti, scarichi industriali, ecc.); nel caso dei rifiuti possono essere la produzione stessa dei rifiuti, impianti di smaltimento o recupero, ecc.;

States – Stati

qualità fisiche, chimiche e biologiche delle risorse ambientali (aria, acque, suoli, ecc.);

Impacts – Impatti

effetti negativi sugli ecosistemi, sulla salute degli uomini e degli animali e sull'economia; quindi per esempio la contaminazione del suolo da percolati, aumento dell'effetto serra per l'emissione di gas da discariche e impianti di recupero, ecc.

Responses - Risposte

risposte ed azioni di governo, attuate per fronteggiare pressioni e problemi manifestati sull'ambiente, programmi, target da raggiungere, ecc.; nel caso dei rifiuti possono essere l'aumento delle quantità recuperate, target normativi, diminuzione dei rifiuti smaltiti in discarica, accordi di programma, ecc

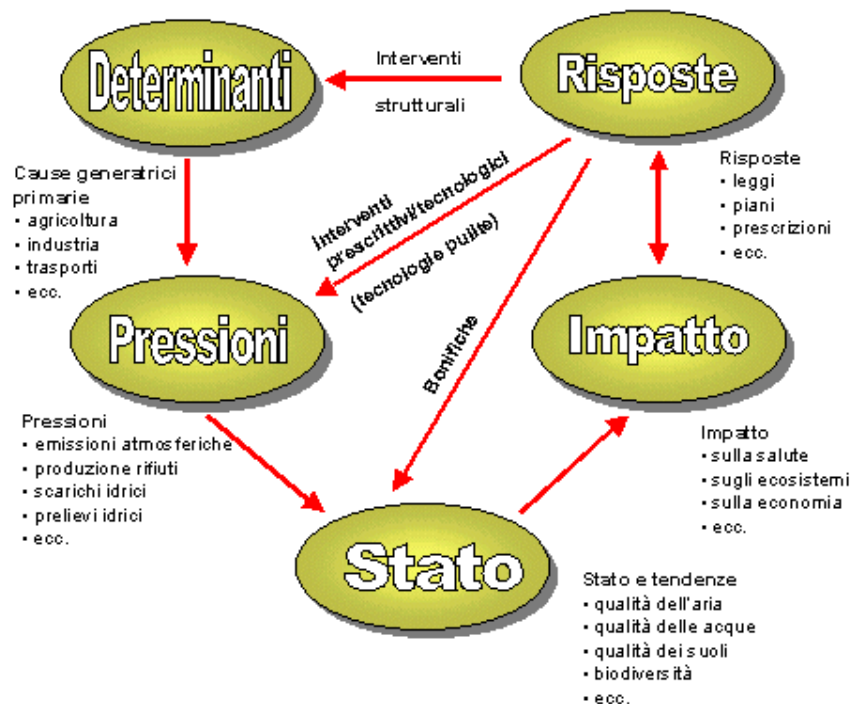


Fig 5.16 Schema DPSIR

Secondo lo schema DPSIR proposto a livello Europeo, la metodologia può supportare lo sviluppo di diversi indicatori agroambientali, quali ad esempio:

Determinanti

Entità dell' attività agricola in un area e sua spazializzazione

Pressioni

Percentuale di SAU vocata ad una determinata coltura

Utilizzo di prodotti fitosanitari per uso agricolo per valutare in modo realistico le PEC

Area adibita ad agricoltura intensiva

Valutazione dei fattori antropici di disturbo agli ecosistemi

Stato

Spazializzazione delle PEC (concentrazioni ambientali previste) e dei dati di monitoraggio relativi a

- Indice biotico esteso
- SECA
- SACA

Mappe tematiche relative alla fauna acquatica

Mappe di densità faunistica

Circolazione degli inquinanti e degrado qualitativo delle acque

Impatto potenziale

Carta dei principali habitat per quanto riguarda gli ecosistemi acquatici

Carta delle unità ecosistemiche

Carta dei Paesaggi

Impatto

Spazializzazione dei dati relativi agli Indici Biotici

Stima del rischio sito-specifica

Risposte

Obiettivi di “ sostenibilità” prevedibili e integrabili

Valutazione e prevenzione dell’ inquinamento provocato da fonti diffuse di origine agricola

In questo caso, orientando le politiche gestionali, è possibile definire indicatori di performance delle politiche stesse, ad esempio valutando e spazializzando il raggiungimento dello stato ecologico “ Buono” previsto dalla Water Framework Directive

Tali indicatori sono integrabili anche con gli indicatori previsti dall’ applicazione della Direttiva 2001/42/CE relativa alla Valutazione Ambientale Strategica

6. SCHEMA DELLA METODOLOGIA INTEGRATA

6.1. IL TIERED ASSESSMENT PROPOSTO

Il tiered assessment proposto permette di raffinare, per fasi successive, la stima del rischio, sia per gli aspetti legati all' esposizione sia per quelli legati alla stima degli effetti sia con l' introduzione di caratterizzazioni territoriali ed ecologiche a scale diverse.

Grazie a tale approccio la stima del rischio per fasi successive non prosegue solo nel caso in cui la sostanza presenti caratteristiche di tossicità tale da prevedere il passaggio da una fase all' altra ma anche nel caso di sostanze che generalmente presentano un rischio ridotto ma devono essere applicate in aree sensibili, che necessitano di una migliore caratterizzazione per valutarne la reale vulnerabilità.

6.1.1. IL PRIMO LIVELLO DI TIERED ASSESSMENT

Gli obiettivi della valutazione al primo livello, o fase di screening, sono:

- Identificare, con un alto livello protettivo, quali pesticidi hanno un rischio considerabile minimo o trascurabile ecologico per l' ecosistema in esame
- Definire un modello concettuale che correli gli utilizzi della sostanza, le modalità di dispersione nell' ambiente e i taxa sensibili potenzialmente esposti formulano uno scenario di worst-case
- Fornire un ordine di priorità per le vie di esposizione considerate più significative
- Valutare se siano le concentrazioni acute o quelle croniche a determinare un elevato livello di rischio
- Effettuare una valutazione a scala regionale (intesa in senso climatico e biogeografico)

Il primo livello fornisce un dato deterministico basato sul rapporto tossicità/esposizione e utilizza uno scenario conservativo le cui caratteristiche derivano da acquisizione di dati a scala regionale o comunque elaborati e/o estrapolati a grande scala.

Se la sostanza risulta a basso rischio la procedura si ferma, altrimenti si passa al secondo livello

6.1.2. IL SECONDO LIVELLO DI TIERED ASSESSMENT

Gli obiettivi della valutazione al secondo livello, o fase di valutazione degli aspetti temporali e spaziali, sono:

- Fornire una valutazione probabilistica del rischio potenziale associato alle vie di esposizione e ai taxa esposti
- Raffinare la valutazione dell' esposizione con l' applicazione di modelli che prevedano una migliore rappresentazione dei processi chimico-fisici che coinvolgono la sostanza in esame e il suo destino nell' ambiente
- Fornire una stima del rischio che tenga in considerazione aspetti temporali, stagionali e regionali con l' integrazione di un ampio spettro di condizioni e combinazioni di utilizzo
- Individuare alcune preliminari strategie di mitigazione e opzioni gestionali per ridurre il rischio

Lo scopo di tale fase dovrebbe essere quello di introdurre considerazioni probabilistiche che permettano al decision maker di valutare la necessità di proseguire nella valutazione del rischio e di individuare, attraverso scelte politiche, a quale livello di rischio prevede di esporre l' ecosistema (ad esempio fissando un limite di tollerabilità di tale rischio attraverso criteri di qualità etc.)

6.1.3. IL TERZO LIVELLO DI TIERED ASSESSMENT

Gli obiettivi della valutazione al terzo livello , o fase di affinamento della stima del rischio e di valutazione dell' incertezza, sono simili a quelli della fase due opportunamente integrati con dati addizionali derivanti da studi specifici, come ad esempio:

- Studi di tossicità acuta su un numero di specie più ampio
- Valutazione della tossicità derivante da esposizioni che variano nel tempo o relative ad esposizioni successive
- Dati relativi a studi di tossicità cronica
- Dati relativi a dati di tossicità dai sedimenti (nel caso delle acque superficiali)
- Indagini di laboratorio o di campo sul destino ambientale della sostanza
- Modelli di esposizione più sofisticati
- L' inclusione di scenari nei quali sia identificabile la tipologia di paesaggio agricolo e il suo grado di naturalità
- Valutazione più approfondita delle possibilità di mitigazione e le opzioni gestionali effettuabili

- Valutazione e modellizzazione a scala di bacino (considerando dinamica fluviale, processi chimico fisici di degradazione della sostanza e/o di sua metabolizzazione)

6.1.4. IL QUARTO LIVELLO DI TIERED ASSESSMENT

Gli obiettivi della valutazione al quarto livello , sono connessi ad una maggior raccolta di dati sperimentali e/o alla messa a punto di specifiche attività di monitoraggio per valutare l' entità reale dell' esposizione e/o per valutare gli effetti sugli ecosistemi a scala di campo.

Alcune delle attività previste in questa fase sono:

- Elaborazione di dati di monitoraggio reali per effettuare una validazione delle stime della distribuzione ambientale della sostanza
- Analisi dettagliate sull' efficacia delle misure di mitigazione
- Valutazione e modellizzazione a scala di bacino/campo (considerando dinamica fluviale, processi chimico fisici di degradazione della sostanza e/o di sua metabolizzazione)
- Confronto tra modelli di ripartizione esistenti
- Modellizzazione delle dinamiche di popolazione e dello stato di qualità degli ecosistemi
- Studi di campo a scala di micro o mesocosmo.

6.1.5. SCHEMA TIERED ASSESSMENT PROPOSTO

Basandosi su di un approccio come quella presentato nel documento ECOFRAM (paragrafo 2.2), si è sviluppata una metodologia nella quale per ogni fase del Tiered Assessment si ha un raffinamento successivo non solo dell' indagine ecotossicologica ma anche della caratterizzazione territoriale e di quella ecosistemica e paesaggistica.

Per quanto riguarda l' **indagine ecotossicologica** si passerà dalla stima sugli effetti su organismi rappresentativi degli ecosistemi in esame, ad un approccio probabilistico elaborando curve di distribuzione della sensibilità delle specie su organismi potenzialmente o effettivamente presenti in quell' area, in mancanza di dati specifici si farà riferimento a curve elaborate in altri contesti.

Per quanto riguarda la **caratterizzazione territoriale** si possono prevedere step successivi nei quali aumenta la risoluzione di acquisizione dei dati e di elaborazione della stima del rischio. Si può prevedere una prima applicazione su scenari regionali (intendendo regioni biogeografiche e climatiche) di estremo worst case, per poi passare a scenari regionali o di bacino idrografico a maggiore realismo. La risoluzione a scala di campo, visti i costi di elaborazione, potrebbe essere valutata come un' opzione applicabile in aree sensibili /vulnerabili, aree protette etc.

Per quanto riguarda le **informazioni agronomiche** anch' esse possono essere acquisite con diverso dettaglio, passando da simulazioni basate sulle " buone pratiche agronomiche" , all' acquisizione di dati su date e tipologie di trattamento da consorzi agrari, fino all' indagine conoscitiva presso le singole aziende agricole.

Per la **caratterizzazione ecosistemica** si può procedere in maniera analoga. In una prima fase possono essere acquisiti dati morfometrici o immagini telerilevate per la stima della vocazionalità faunistica. Tale stima permette:

- di evidenziare le potenzialità del territorio per ospitare determinate comunità
- di confrontare la situazione potenziale con quella reale derivante da dati di monitoraggio anch' essi spazializzati (includendo non solo la spazializzazione di indici biotici ma anche di macrodescrittori chimici per effettuare una stima complessiva dello stato chimico ed ecologico del corso d' acqua)

In una seconda fase tale valutazione può essere effettuata ad una maggiore risoluzione integrandola con una analisi dei patches presenti nel paesaggio (distribuzione, numero etc) correlando la biodiversità paesaggistica con la biodiversità degli ecosistemi presenti.

Dall' analisi degli strumenti applicabili nella metodologia si evidenzia l' importanza del telerilevamento, sia per l' acquisizione di dati relativi all' uso del suolo, sia per l' analisi degli habitat potenziali, sia per l' applicazione degli indici di diversità del paesaggio funzionali alla stima della biodiversità dell' area in esame. Nei casi di studio presentati in seguito esso non è stato utilizzato ma le potenzialità sono sicuramente meritevoli di un approfondimento applicativo.

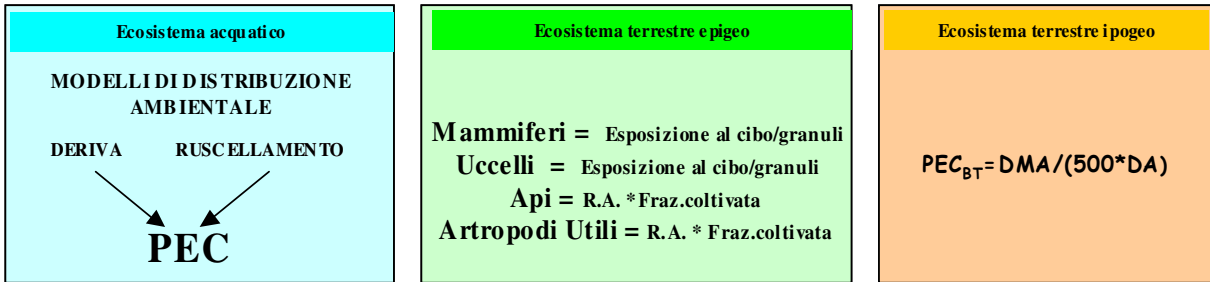
Le fasi previste non devono considerarsi se non come un suggerimento operativo, permettendo caso per caso di individuare il dato disponibile con maggior dettaglio da integrare nella stima del rischio.

Tier 1		
Stima dell' esposizione/ caratterizzazione territoriale	Caratterizzazione ecosistemica	Stima degli effetti
Scenario di esposizione di worst-case a livello regionale o sovraregionale (tipo scenari FOCUS)	Scelta di organismi indicatori per gli ecosistemi di interesse: Acquatici: alghe, daphniae, pesci Terrestri ipogei: lombrichi, artropodofauna utile, mammiferi Terrestri epigei: api, mammiferi, uccelli	Calcolo dei rapporti tossicità esposizione per ogni organismo rappresentativo della catena trofica e determinazione di indici di rischio per gli ecosistemi
Tier 2		
Stima dell' esposizione/ caratterizzazione territoriale	Caratterizzazione ecosistemica	Stima degli effetti
Scenario di esposizione con caratterizzazione regionale o sovraregionale Uso del suolo: % di territorio coperto da una data coltivazione da rilievi statistici Dati meteorologici: dati provenienti da stazioni di riferimento regionali o scenari suolo/clima predefiniti	Scelta di organismi indicatori per gli ecosistemi di interesse Acquatici: alghe, daphniae, pesci Terrestri ipogei: lombrichi, artropodofauna utile, mammiferi Terrestri epigei: api, mammiferi, uccelli	
Tier 3		
Stima dell' esposizione/ caratterizzazione territoriale	Caratterizzazione ecosistemica	Stima degli effetti
Scenario di esposizione con caratterizzazione a scala di bacino Uso del suolo: acquisizione di dati telerilevati e loro confronto con % di territorio coperto da una data coltivazione da rilievi statistici Dati meteorologici: dati provenienti da stazioni che effettuano monitoraggi periodici	Analisi morfometriche per : Zonazione ittica Zonazione comunità di macroinvertebrati potenziali Modelli di vocazionalità faunistica Acquisizione immagini telerilevate per assegnare comunità potenziali Densità avifauna e calendario presenze stagionali	Applicazione SSD
Tier 4		
Stima dell' esposizione/ caratterizzazione territoriale	Caratterizzazione ecosistemica	Stima degli effetti
Scenario di esposizione con caratterizzazione a scala di campo, dati meteorologici reali, dati di vendita e di utilizzo, calendari reali di applicazione Uso del suolo: digitalizzazione a scala di campo delle coltivazioni presenti	Zonazione ittica e confronto con dati di monitoraggio specie effettivamente presenti Zonazione comunità di macroinvertebrati potenziali e monitoraggio IBE Densità avifauna e monitoraggio stagionale Stima della biodiversità potenziale da applicazione di indici di diversità basate su analisi del paesaggio	Raccolta dati di tossicità su ampio ventaglio di specie Applicazione di SSD riportandolo alle specie effettivamente presenti

Tab 6.1 L' high tiered risk assessment proposto

1. Caratterizzazione territoriale

2. Stima dell'esposizione



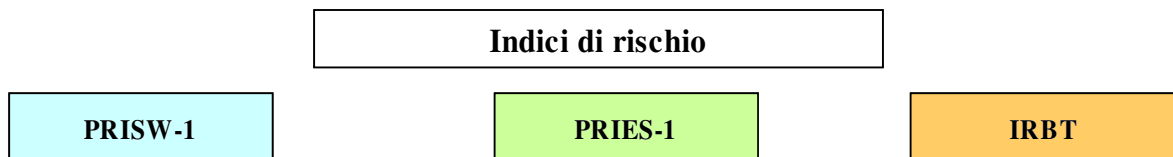
3. Stima degli effetti

Dati di tossicità

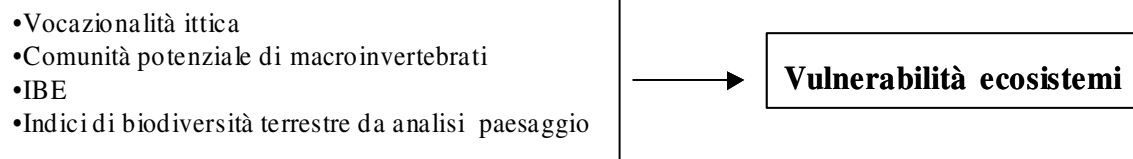
4. Stima del pericolo



5. Stima del rischio potenziale



6. Caratterizzazione habitat potenziali e qualità ambientale pre-esistente



7. Valutazione sito specifica del Rischio

Rischio Potenziale

Vulnerabilità ecosistemi

Fig. 6.1 Schema metodologia integrata

PARTE TERZA

METODOLOGIA PER LA STIMA DEL RISCHIO PER ECOSISTEMI ACQUATICI, TERRESTRI IPOGEI ED EPIGEI

7. METODOLOGIA INTEGRATA PER LA STIMA DEL RISCHIO ASSOCIATO ALL'USO DEI PRODOTTI FITOSANITARI PER ECOSISTEMI ACQUATICI

7.1. INTRODUZIONE

Nel presente capitolo vengono presentate due metodologie per attuare una stima del rischio ecotossicologico realistico, definito come il confronto tra rischio potenziale e sistema esposto, considerando due approcci possibili: uno per il confronto tra singoli principi attivi, l'altro per il confronto tra miscele di principi attivi (in particolare, relativi a formulati commerciali).

Allo scopo di elaborare una stima del rischio realistico sito-specifico, la metodologia si avvale di strumenti diversificati e integrati tra loro : database relazionali, GIS sia in ambiente raster sia vettoriale, modelli di distribuzione ambientale, indici di rischio, indici biotici (quali, ad esempio, l' IBE: Indice Biotico Estes).

Perseguendo questa finalità, l' applicazione della metodologia richiede, in prima istanza, l' acquisizione sia di dati relativi alle caratteristiche chimico-fisiche e tossicologiche delle molecole in esame sia di dati relativi al territorio (pedologia, uso del suolo, meteorologia, idrografia e bacini, portate, DTM, IBE). I dati raccolti vengono utilizzati all' interno del GIS per creare degli strati informativi e, quindi, per delineare uno scenario ambientale distribuito, esteso a tutto il territorio regionale, per l' applicazione dei modelli di destino ambientale. Gli scenari vengono creati perseguendo scopi cautelativi nei confronti dell' ambiente, per questo motivo si è operato con un' ottica di worst case (caso peggiore) nella scelta delle date di trattamento, nella suddivisione dei bacini secondo le portate, secondo le vocazioni ittiche e nell' attribuzione dei dati di IBE. Nei recenti approcci proposti dall' EPPO (EPPO, 2003) si prevede che la stima del rischio possa essere effettuata secondo due ottiche:

- RWC: Reasonable Worst Case, un' ottica di worst case valutata con dati di input realistici
- MLC: Most Likely Case, un' ottica meno cautelativa ma con una maggior probabilità di accadimento

Allo scopo di aumentare l' aderenza del modello di distribuzione alla realtà, gli strati informativi sono stati utilizzati come fattori nelle equazioni previste dai modelli di distribuzione: tale procedura permette di calcolare le masse di principio attivo perse per processi di ruscellamento e di deriva tenendo conto della variazione relativa di ciascun parametro nell' ambito dell' area di interesse.

Le masse di principio attivo perse per deriva e ruscellamento sono state esaminate separatamente in quanto si suppone che le molecole raggiungano il corso d' acqua in due giorni diversi: in seguito a processi di deriva il principio attivo raggiunge le acque il giorno stesso, mentre per quanto riguarda il ruscellamento esso è legato ad un evento piovoso, successivo al trattamento, che inneschi il processo.

Quantificato il valore delle masse perse, la metodologia prevede di calcolare ed elaborare diversi fattori ed indici.

Per entrambe le metodologie verranno presentati e brevemente discussi i risultati ottenuti da elaborazioni effettuate in tre aree pilota:

- La Regione Lombardia, con l' applicazione della metodologia per singole molecole considerando a 77 corsi d' acqua, nove principi attivi fitosanitari (alachlor, metholachlor, terbutilazina, pendimethalin, chlorpyrifos, rimsulfuron, dicamba), trattamenti diserbanti ed insetticidi per la coltura del mais: sia in pre-emergenza e che in post-emergenza.
- L' Oltrepo Pavese con l' applicazione della metodologia per miscele di prodotti fitosanitari, considerando 8 corsi d' acqua, cinque principi attivi fitosanitari (alachlor, metholachlor, terbutilazina, isoxaflutolo, pendimethalin), trattamenti diserbanti ed insetticidi per la coltura del mais e del frumento: sia in pre-emergenza e che in post-emergenza.
- Il bacino del fiume Meolo, con l' applicazione della metodologia per singole molecole (terbutilazina, metholachlor, fenitrothion) e considerando un approccio a scala di campo per la stima delle masse di principio attivo perse per deriva nel fiume Meolo

7.2. STIMA DEL RISCHIO PER GLI ECOSISTEMI ACQUATICI DERIVANTE DA SINGOLI PRINCIPI ATTIVI

Le fasi salienti per la determinazione del rischio realistico considerando singole molecole (Fig 7.1) sono :

- CALCOLO DELLE PEC: le concentrazioni di principio attivo previste in ciascun sottobacino (PEC) forniscono una quantificazione dell' esposizione ambientale e vengono calcolate dal rapporto tra la massa di principio attivo perso per deriva e ruscellamento e la portata giornaliera relativa al tratto di corso d' acqua del sottobacino in esame.
- CALCOLO DEI TER: dal rapporto tra dati di tossicità ed esposizione, ovvero tra EC50 (o LC50) per tre organismi indicatori non-bersaglio (alghe, daphniae, pesci) e PEC, si ottengono i TER (Toxic Exposure Ratio). Tale rapporto rappresenta un indice di rischio per organismi non bersaglio esposti al fitofarmaco nelle acque.

- CALCOLO DELL' INDICE DI RISCHIO PRISW-1: i valori ottenuti dai TER sono stati riclassificati secondo dei punteggi e successivamente pesati e sommati per calcolare un indice di rischio aggregato (PRISW-1).
- ZONAZIONE SECONDO LE VOCAZIONI ITTICHE: la carta delle vocazioni ittiche è stata elaborata applicando il modello proposto da Huet. Tale modello, attraverso l' acquisizione della larghezza e della pendenza dei singoli tratti fluviali, consente di effettuare una stima degli habitat presenti suddividendo le aste fluviali secondo la loro vocazione ittica potenziale. I taxa ittici considerati sono la Trota fario, la Trota marmorata, i Ciprinidi reofili e i Ciprinidi limnofili. La carta ottenuta attribuisce alle acque un pregio potenziale in base agli organismi che dovrebbero essere presenti considerate le caratteristiche morfometriche dell' alveo, e permette di valutare su che tipologia di habitat il prodotto fitosanitario esplica la sua tossicità.
- RISCHIO RIFINITO: Al fine di individuare dove l' indice di rischio PRISW-1 sia particolarmente rilevante si è elaborata una carta del rischio " rifinito" , una carta derivata dal confronto, all' interno dello stesso sottobacino, tra il valore assunto dall' indice di rischio PRISW-1 e delle soglie di impatto dell' indice stesso sui taxa ittici precedentemente citati.
- RISCHIO REALISTICO: la carta del rischio realistico è stata ottenuta dalla sovrapposizione delle carte del rischio " rifinito" con la carta relativa all' IBE. Tale sovrapposizione permette di valutare l' impatto del prodotto fitosanitario nell' ambiente dopo averlo caratterizzato secondo il suo stato di qualità reale. (Sala S., 2001)

Allo scopo di valutare su quali bacini l' impatto dei fitosanitari sia particolarmente rilevante, in quanto si riscontra un peggioramento sostanziale dello stato di qualità preesistente, si è elaborata un' ulteriore carta definita dalla sottrazione della carta dello stato di qualità attuale delle acque da quella del rischio realistico relativo a ciascuna molecola. Grazie a tale operazione si sono evidenziate le variazioni della qualità delle acque relative al singolo sottobacino distinguendo:

- ambiti e situazioni che meritano una particolare attenzione in quanto rivelano uno stato di qualità scadente indipendentemente dalle problematiche generate dalle pratiche agricole,
- ambiti e situazioni che richiedono un' analisi specifica dell' impatto dell' agricoltura, in quanto presentano variazioni significative nel loro stato di qualità proprio in seguito a trattamenti fitoiatrici.

Metodologia per singolo principio attivo

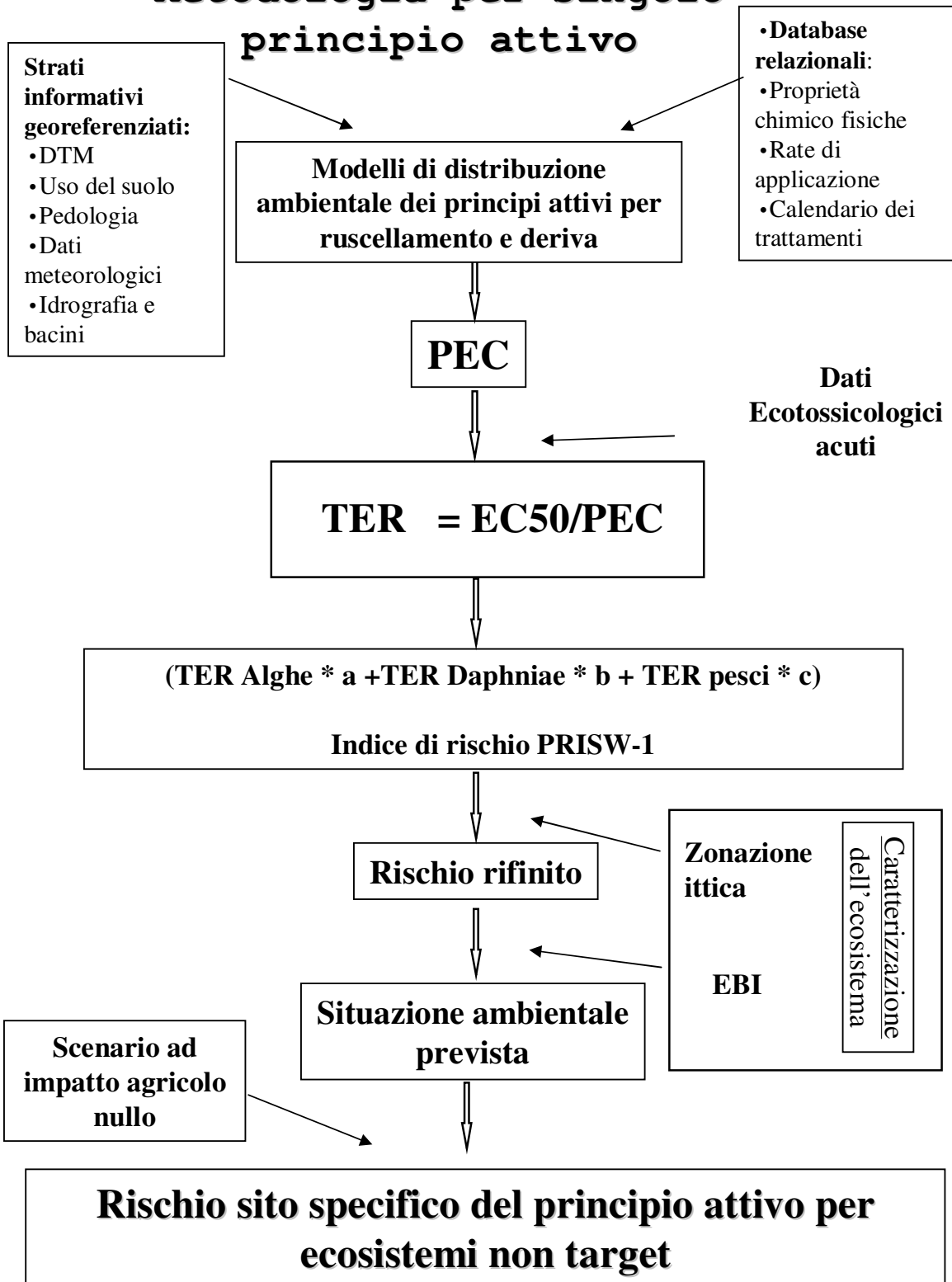


Fig 7.1- Metodologia per il calcolo, attraverso l' uso di GIS, del rischio sito-specifico derivante dall' applicazione di un singolo principio attivo

7.2.1. STIMA DELL' ESPOSIZIONE

Le principali vie di distribuzione ambientale attraverso le quali i prodotti fitosanitari raggiungono la rete idrografica superficiale, dall'area di trattamento, sono la deriva (*drift*) ed il ruscellamento (*runoff*). Nel primo caso si ha apporto diretto del principio attivo al corso d'acqua o alla rete idrografica affluente; nel secondo caso, il prodotto fitosanitario raggiunge il corso d'acqua trasportato dalle acque di ruscellamento in seguito alle precipitazioni piovose.

Dopo l' emanazione della Direttiva 91/414/CE sono stati avviati diversi progetti per la valutazione della modellistica esistente e per l' analisi di eventuali nuove esigenze modellistiche.

Per la stima dell' esposizione relativa alle acque superficiali, la modellistica deve essere in grado di simulare diverse fasi nelle quali essa può essere distinta:

- Modelli per la valutazione delle masse perse in seguito a deriva e ruscellamento integrabili con bilanci di massa riferiti alla rata di applicazione. Correlati a questa modellistica ulteriori modelli. Ad esempio, modelli per la previsione/simulazione degli eventi meteorici (per il ruscellamento) e dell' intensità e direzione dei andamento dei venti (per la deriva) etc.
- Equazioni in grado di trasformare le masse in concentrazioni di picco (Equazioni per il calcolo delle PEC istantanee) (Steady State Models)
- Modelli per la valutazione delle concentrazioni lungo il corso d' acqua, in particolare tenendo conto delle dinamiche fluviali (Modelli di Bacino) e della persistenza/distribuzione ambientale della sostanza (Unsteady state Models)

La valutazione della maggior parte dei modelli esistenti è stata svolta ad opera del FOCUS: il Focus (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and their Use), è una organizzazione derivante da un' iniziativa della Commissione Europea per armonizzare il calcolo delle PEC (Predicted Environmental Concentrations) di prodotti fitosanitari nell' ottica dell' applicazione della Direttiva 91/414/EEC. Nel sito del Focus²² è possibile trovare tali modelli, molti dei quali sono stati trasformati in software.

I principali modelli per la stima dell' esposizione delle acque superficiali testati dal Focus sono:

²²Sito web del FOCUS <http://viso.ei.jrc.it/focus/>

FOCUS (2001). "FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC". Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2. 245 pp.

- SWASH
- STEPS 1-2
- MACRO
- PRZM (Mullens, 1993)
- TOXSWA (Adriansee,1996)

Un' altra importante organizzazione che ha raccolto e testato molti modelli sia per la valutazione delle concentrazioni di picco che per la valutazione delle dinamiche fluviali e' l' EPA²³ (Environmental Protection Agency americana) che, oltre a quelli del Focus, ha valutato:

- FIRST
- GENEEC2
- SCI-GROW
- EXAMS
- GCSOLAR

E per le valutazioni a scala di bacino:

- GLEAMS (Knisiel et al, 1991)
- HSPF (Hydrological Simulation Program- FORTRAN) (Johansen,1984)
- QUAL2E (Enhanced Stream Water Quality Model)
- SED3D (Three-Dimensional Numerical Model of Hydrodynamics and Sediment Transport in Lakes and Estuaries)
- WASP (Water Quality Analysis Simulation Program)
- SWRRBWQ (e la sua estensione in SWAT) (Arnold et al, 1990)
- QUAL2e (Stream Water Quality model) (Elampe,2003)
- WMS (Watershed Modeling System)
- Synops_2 (Gutsche, 2001)
- WEPP (Flanagan and Nearig, 1995)
- AnnAGNPS (Cronshey an Theurer,1998)
- ANSWERS (Beasley et al, 1980)
- BASINs (EPA ,1998)

Alcuni di essi sono già stati implementati in sistemi GIS.

Inoltre, ci sono stati dei tentativi di modellare ed integrare nel Gis dei modelli di simulazione dell' ecologia e della distribuzione dei macroinvertebrati (Modello Pond-Fx)

²³ <http://www.epa.gov/oppefed1/models/water/>

Attualmente un importante documento di riferimento per la stima dell' esposizione riconosciuto a livello Europeo è il report sulle acque superficiali nell' " Environmental risk assessment scheme for plant protection products" (EPPO, 2003)

I modelli presentati di seguito per la valutazione delle masse perse per deriva (modificato da Verro,2001) e ruscellamento (modificato da OECD, 1998) e per il calcolo delle concentrazioni di picco nei corsi d' acqua, sono stati scelti per:

- il relativamente ridotto numero di parametri in ingresso,
- la semplicità di calcolo
- la validazione a scala di campo
- il riconoscimento a livello internazionale

7.2.2. STIMA DELLA PEC NELLA RETE IDROGRAFICA SUPERFICIALE

Nelle elaborazioni effettuate i processi di deriva e ruscellamento sono stati considerati separatamente e per ciascuno di essi si sono stimate le quantità di prodotto fitosanitario che raggiungono un corpo idrico mediante due modelli di distribuzione ambientale, uno per il caso del *runoff* e l' altro per il caso del *drift*.

La PEC di fitofarmaco nelle acque superficiali, quindi, viene determinata considerando separatamente il contributo di ciascun fenomeno.

Nel caso di uno scenario di "*worst case*" gli input richiesti per il calcolo sono introdotti supponendo che il trattamento venga effettuato in prossimità del corso d'acqua e che si verifichi un evento piovoso in corrispondenza del 3° giorno dal trattamento (OECD, 1998).

7.2.2.1. Equazione per il calcolo della massa di principio attivo persa per drift

Con il termine deriva si intende il processo per il quale una certa percentuale dei fitofarmaci utilizzati nei trattamenti viene persa, mentre viene spruzzata nell' area di coltivazione, trovandosi così nella possibilità di raggiungere direttamente eventuali corsi d' acqua vicini al campo trattato. Attraverso la rete idrografica naturale e artificiale le acque potenzialmente inquinate possono raggiungere i principali corsi d' acqua, trasportando la sostanza a valle della zona trattata.

La quantità di fitofarmaco che è soggetta a deriva dipende dai seguenti fattori (OECD, 1998):

- tipologia di applicazione del principio attivo;
- distanza del corso d'acqua superficiale dall'area trattata;
- tipologia e stadio di crescita della coltura.

In base all'estensione dell'area di studio, la tipologia di informazioni relative all'uso del suolo e la scala cui si è operato sono diverse, così come la risoluzione delle informazioni relative alla distanza dei corsi d'acqua dal sito di trattamento.

Nei casi in cui si opera scala di bacino, per ovviare a questo problema, è stata sviluppata un'equazione che definisce la relazione tra la frazione di prodotto fitosanitario soggetto a deriva e la densità idrografica dell'area trattata.

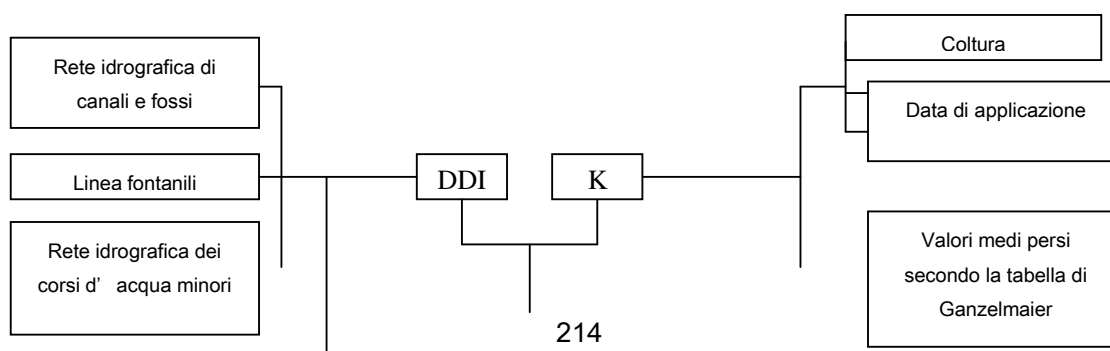
Per la stima della massa di principio attivo persa per deriva si fa riferimento alle tabelle proposte da Ganzelmeier (Ganzelmeier et al., 1995) Ogni tipologia di coltura rientra in una delle classi della tabella.

Tab. 7.1 Tavola di deriva di Ganzelmeier. Percentuale di dose applicata soggetta a drift.

DISTANZA	VITE		ALBERI DA FRUTTA		SEMINATIVI		LUPPOLO	
	<i>Stadio precoce</i>	<i>Stadio avanzato</i>	<i>Stadio precoce</i>	<i>Stadio avanzato</i>	<i>Stadio precoce</i>	<i>Stadio avanzato</i>	<i>Stadio precoce</i>	<i>Stadio avanzato</i>
1,0	23,2	20,0	46,2	26,7	4,0	5,0	47,6	23,4
2,0	8,0	12,0	34,5	22,3	1,6	1,8	39,9	19,9
3,0	4,9	7,5	29,6	19,6	0,9	1,4	32,3	17,7
4,0	2,6	5,8	23,8	15,3	0,6	1,0	26,1	15,4
5,0	1,6	5,2	19,5	10,1	0,5	0,7	18,0	12,7
7,5	1,0	2,6	14,1	6,4	0,3	0,5	8,5	10,8
10,0	0,4	1,7	10,6	4,4	0,3	0,4	4,8	8,9
15,0	0,2	0,8	6,2	2,5	0,2	0,2	1,7	4,7
20,0	0,1	0,4	4,2	1,4	0,1	0,1	0,8	3,8
30,0	0,1	0,2	2,0	0,6	0,1	0,1	0,3	2,1
40,0	0,1	0,2*	0,4	0,6*	0,1*	0,1*	0,1	0,3
50,0	0,1	0,2*	0,2	0,6*	0,1	0,1*	0,1	0,3

* Nessun dato sperimentale disponibile

Per stimare il contributo della deriva nella contaminazione delle acque a scala di bacino, la frazione di principio attivo persa (D%) si calcola secondo il seguente schema





L' area di studio può essere virtualmente divisa tramite una griglia composta da celle quadrate (di lato pari a 4 Km). Per ciascuna cella si calcola un indice di densità di drenaggio (DDI) ottenuto dalla somma delle lunghezze totali dei fossi e dei corsi d' acqua secondari naturali.

L' equazione per ciascuna cella può essere espressa come:

$$\text{DDI (adimensionale)} = L(m) * W(m) / A(m^2)$$

Dove:

L(m)= lunghezza totale dei fossi di drenaggio nella cella considerata

W(m)= ampiezza dei fossi di drenaggio (assumendo un valore medio univoco per tutti i fossi: W=1)

E' stato assunto un range di variazione per DDI tra 10^{-7} e 10^{-2} . Il valore massimo corrisponde al caso in cui ci siano 100 metri di fosso per ogni ettaro di campo. Il minimo corrisponde, invece, all' ordine di grandezza del valore minimo coerente con l' area di studio, in altre parole 0.001 metri di fosso per ogni ettaro di campo.

Per calcolare la percentuale di principio attivo persa per deriva (D%) si considera una funzione lineare che tenga conto della densità di drenaggio ricavata in precedenza:

$$\text{D\%} = K * \text{DDI} * 100$$

Il fattore K è un fattore proporzionale, che dipende dalla tipologia di coltura e dallo stadio fenologico raggiunto da essa in accordo con il 95°percentile del valore della deriva secondo Ganzelmeyer.

Per i cereali, all' inizio della crescita, il valore di K risulta:

$$K = 0.04*1 + 0.0016*1 + 0.006*1 + 0.005*1 + 0.003*5 + 0.002*5 + 0.001*5 = 0.116$$

L' ampiezza degli intervalli di distanza (indicati in metri) è indicata in grassetto nella formula.

L' altezza raggiunta dalla coltura, all' inizio della crescita o in fase avanzata, può essere valutata consultando i calendari fenologici riferiti alle condizioni dell' area esaminata

Basandosi sulla precedente equazione e' possibile applicare le tabelle di Ganzelmeyer allo strato informativo relativo alla densità idrografica (riferita a celle di 4 x 4 Km)

L'applicazione dell'equazione permette l'elaborazione di una mappa rasterizzata con celle di 200 metri di lato, a ciascuna delle quali si associa la quantità di principio attivo soggetta a deriva.

L'elaborazione della carta richiede le seguenti operazioni:

- costruzione di uno strato informativo in cui il territorio sia suddiviso in celle (ad esempio di 4 Km di lato),
- sovrapposizione e intersezione dello strato relativo all' idrografia con quello delle celle;
- calcolo della lunghezza reale dei tratti dei corsi d'acqua per ciascuna cella (direttamente in ArcView, la funzione return length fornisce le lunghezze dei tratti di fiume riferiti a ciascuna cella);
- valutazione della posizione dei canali rispetto ad eventuali linee dei fontanili e moltiplicazione della lunghezza reale per il fattore di correzione (0.1 per i tratti a monte della linea dei fontanili e 0.5 per quelli a valle). In tale modo si produce un' informazione relativa alla lunghezza dei canali effettivamente drenanti il sistema.
- calcolo della densità idrografica.
- applicazione dell'equazione drift/densità per il calcolo della frazione di principio attivo persa per deriva rispetto al quantitativo applicato all'area trattata.
- conversione a raster nel GIS, con conseguente attribuzione del valore di frazione di principio perso per deriva ad ogni pixel di dimensione di 200 metri di lato.
- rasterizzazione della carta di Uso del Suolo da cui si produce una mappa in cui tutti i pixel che compongono il territorio comunale assumono lo stesso valore di frazione di area coltivata; questo dato si moltiplica per il dato relativo alla rata di applicazione del principio attivo ottenendo la massa di prodotto applicato.
- moltiplicazione della frazione di principio attivo perso per deriva per la massa di prodotto applicato con conseguente ottenimento della massa di principio attivo persa per deriva in ogni pixel.

Tale procedura permette l' elaborazione della carta della massa di principio perso per deriva.

7.2.2.2. Equazione per il calcolo della massa di principio attivo persa per ruscellamento

Il fenomeno del ruscellamento è influenzato dalle caratteristiche chimico-fisiche della molecola introdotte, del suolo su cui ricade e del territorio che ospita il processo. Risalire alle quantità di prodotto fitosanitario soggetto a ruscellamento richiede quindi la correlazione tra questi fattori.

La quantità di principio attivo persa per fenomeni di run-off è stata calcolata mediante un algoritmo basato su quello proposto da Gutsche e Rossberg (Gutsche e Rossberg, 1999) e modificato nel calcolo del fattore f (Calliera et al, 2001).

$$R(\%) = Q/P \cdot f \cdot \exp(\Delta T \cdot \ln 2 / DT50 \text{ suolo}) \cdot 100 / (1 + Kd)$$

dove:

R(%): percentuale di principio attivo presente nelle acque di ruscellamento

Q: quantità d' acqua di ruscellamento (mm), calcolato in accordo con il modello di Lutz e Maniak

P: quantità d' acqua piovana in un giorno (mm)

f: fattore di correzione (pendenza, assorbimento vegetale, zona di cuscinetto)

$$f = f_1 \cdot f_2 \cdot f_3$$

f1: fattore che riflette l' influenza della pendenza del campo su R%

- se la pendenza è < 20 %: $f_1 = 0,02153 \cdot P + 0,001423 \cdot P^2$

dove P = pendenza

- se la pendenza è >= 20 %: $f_1 = 1$

f2: fattore che riflette l' intercettazione di principio attivo per opera della vegetazione.

$$f_2 = 1 - PI / 100$$

dove PI è la percentuale di principio attivo intercettato dalla vegetazione.

Tale fattore assume quindi un valore diverso, in correlazione a periodi colturali specifici. Ad esempio nel caso dei trattamenti di pre-emergenza sul mais f_2 è pari a 1, mentre nei trattamenti in post emergenza è pari a 5 in base alla seguente tabella che permette di assegnare per ogni mese dell' anno, una percentuale di intercettazione del principio attivo da parte del mais in base al suo stadio fenologico.

Tab.7.2 Fattore f_2 per il mais in base ai mesi dell' anno

Mese	10	11	12	2	3	4	5	5	6	6	7	8	9	9
Valore della PI per il mais	0	0	0	0	0	0	5	5	10	30	50	70	70	0

f3: fattore che riflette la presenza di una buffer zone posta tra il campo coltivato e il corpo idrico.

All' algoritmo originario è stata apportata una modifica, per quanto riguarda questo fattore. Il valore di f3 è proporzionale all' ampiezza della BZW (buffer zone) nell' equazione originaria ma nella presente metodologia si considera che il fenomeno del runoff possa raggiungere fossi o piccoli corsi d' acqua, superando la zona di buffer. La molecola che si trova in una data posizione del campo trattato può subire destini diversi, in seguito ad un fenomeno di ruscellamento. Considerando la morfologia territoriale si può, infatti, supporre che una parte raggiunga effettivamente la buffer zone e si comporti quindi secondo l' equazione originaria (0.5*0,83 BZW) mentre una parte venga intercettata da un canale bypassando la zona di buffer.

$$f3 = 0.5 * 0.83WBZ + 0.5 * DDI * 100$$

Dove BZW è l' ampiezza della buffer zone (in metri), il cui valore è funzione dell' ordine del fiume e della presenza di aree protette.

Se nella buffer zone non è presente una fitta vegetazione la sua ampiezza è uguale a zero.

ΔT: tempo che intercorre tra l' applicazione del pesticida e il primo successivo evento piovoso

DT50suolo: periodo di dimezzamento del principio attivo nel suolo.

Kd: Coefficiente di affinità molecola - suolo

è uguale a:

$$Koc * \% \text{ contenuto in carbonio organico (OC) del suolo} / 100.$$

Grazie a tale equazione è possibile stimare la concentrazione presunta di principio attivo, servendosi di un set di dati di input piuttosto limitato se confrontato con la complessità dei comparti coinvolti.

Per alcuni principi attivi, per i quali il valore di Koc non viene trovato in letteratura, esso è ricavabile tramite la seguente relazione (Karickhoffs, 1981):

$$\text{Log Koc} = 1.029 \text{ Log Kow} - 0.18$$

L' applicazione territoriale dell' algoritmo richiede la produzione di uno strato informativo per ciascun parametro dell' equazione. Tra gli strati che si ottengono vengono, quindi, eseguite le opportune operazioni come richiesto dall' algoritmo.

Come è stato descritto precedentemente, gli strati informativi si possono presentare in due formati, raster e vettoriale. Il formato raster si presta meglio del vettoriale per operazioni di calcolo tra strati diversi. Per questo motivo si è rende necessaria la produzione di strati informativi che presentino strutture tra di loro compatibili.

Di seguito vengono descritti gli strati informativi da produrre per spazializzare quei parametri dell' algoritmo per i quali la variazione spaziale risulta significativa:

- **Quantità di acqua piovana, P**

Lo strato informativo relativo a P è si ottiene mediante l' elaborazione con Arc View di una mappa degli attributi derivante dallo strato relativo alla meteorologia. Lo strato che si ottiene, espresso in formato vettoriale, deve essere convertito in formato raster. Deve essere elaborato uno strato informativo per ciascun evento piovoso preso in considerazione

- **Quantità d' acqua di ruscellamento, Q**

La produzione di questo strato informativo richiede l' applicazione del modello di Lutz & Maniak (Lutz, 1984, Maniak, 1992); tale modello considera tre diversi scenari derivanti dalla combinazione delle differenti coperture vegetali ed umidità del suolo (Tab 7.3)

Tab. 7.3 Tre possibili scenari del modello di Lutz & Maniak

SCENARIO	VEGETAZIONE	UMIDITÀ
I	Assente (pre-emergenza)	Alta
II	Assente (pre-emergenza)	Bassa
III	Presente (post-emergenza)	Bassa

Tali scenari vanno poi ulteriormente incrociati con la tessitura del suolo a produrre sei differenti combinazioni delle cause predisponenti al ruscellamento

Le cause predisponenti vengono riportate in colonna, mentre nelle righe vi sono le cause innescanti, ovvero le precipitazioni.

L' applicazione del modello richiede l' utilizzo di strati informativi relativi alle seguenti informazioni:

precipitazione giornaliera:

utilizzando lo strato informativo relativo al parametro P

somma delle precipitazioni per i cinque giorni precedenti al periodo di trattamento:

questo dato si ottiene mediante creazione di una mappa degli attributi derivante dallo strato informativo relativo alla meteorologia convertendo il formato vettoriale in raster

AWC (Available Water Content):

questo strato, relativo alla porzione superficiale del terreno è necessario per l'individuazione degli scenari richiesti dal modello di Lutz e Maniak, è si ottiene estrapolando il dato dagli attributi dallo strato informativo relativo alla Pedologia e convertendo il formato vettoriale in raster

tessitura del terreno:

lo strato informativo relativo alla tessitura del terreno si elabora mediante produzione di una mappa degli attributi dello strato Pedologia, convertendo il formato vettoriale in raster. Le due tipologie di tessitura, richieste dal modello, sono sabbioso (*sandy*) e limoso (*loamy*).

- **Periodo di dimezzamento del principio attivo nel suolo, $DT_{50\text{suolo}}$**

Il valore relativo al tempo di dimezzamento del principio attivo nel suolo si ottiene da dati di letteratura. Dal momento che si tratta di un valore costante si deve produrre uno strato informativo in formato raster che associa a ciascuna cella il valore della costante $DT_{50\text{suolo}}$ per la molecola considerata.

- **Coefficiente di adsorbimento al suolo, K_d**

Il coefficiente di affinità molecola-suolo è correlato al contenuto di carbonio del suolo, e varia quindi a seconda dell' area considerata.

$$K_d = K_{oc} * CO/100$$

dove

K_{oc} : coefficiente di adsorbimento per il carbonio organico

CO: contenuto di carbonio organico espresso in percentuale

Si deve produrre uno strato raster che associ il valore di K_{oc} per la molecola considerata a ciascuna cella dello strato informativo. Questo strato viene poi combinato con lo strato informativo relativo al carbonio organico (CO), ottenuto mediante produzione di una mappa degli attributi dallo strato informativo Pedologia, da convertirsi successivamente in formato raster.

Tab. 7.4 Valore in mm di run-off secondo il modello di Lutz e Maniak

Precipitazione (mm)	Valore di Run-off (mm)					
	Scenario I		Scenario II		Scenario III	
	Terreno sabbioso	Terreno argilloso	terreno sabbioso	terreno argilloso	Terreno sabbioso	terreno argilloso
6	0,10	0,45	0,04	0,19	0,02	0,13
8	0,28	0,82	0,12	0,35	0,07	0,24
10	0,54	1,29	0,23	0,56	0,13	0,38
12	0,88	1,86	0,38	0,81	0,21	0,55
14	1,29	2,51	0,56	1,11	0,32	0,76
16	1,78	3,24	0,78	1,45	0,44	0,99
18	2,32	4,05	1,03	1,83	0,59	1,26
20	2,92	4,93	1,31	2,25	0,75	1,55
22	3,58	5,88	1,63	2,72	0,94	1,88
24	4,29	6,88	1,98	3,22	1,14	2,23
26	5,04	7,95	2,35	3,76	1,36	2,61
28	5,84	9,06	2,76	4,34	1,59	3,02
30	6,69	10,23	3,19	4,95	1,85	3,45
32	7,57	11,45	3,65	5,59	2,12	3,91
34	8,48	12,70	4,13	6,27	2,40	4,39
36	9,44	14,00	4,65	6,99	2,71	4,90
38	10,42	15,34	5,18	8	3,03	5,44
40	11,43	16,71	5,75	8,51	3,36	6,00
42	12,47	18,11	6,33	9,31	3,71	6,58
44	13,53	19,54	6,94	10,14	4,08	7,18
46	14,62	21,01	7,57	11,01	4,46	7,81
48	15,73	22,50	8,22	11,90	4,85	8,46
50	16,87	24,01	8,90	12,81	5,26	9,13
55	19,78	2,789	1,067	15,22	6,34	10,89
60	22,79	31,90	12,57	17,78	7,50	12,79
65	25,89	36,01	14,57	20,48	8,74	14,80
70	29,06	40,20	16,68	23,31	10,06	16,92
75	32,29	44,47	18,89	26,26	11,44	19,15
85	38,90	53,18	23,58	32,51	14,40	23,91
90	42,26	57,60	26,04	35,79	15,97	26,44
95	45,65	62,06	28,58	39,16	17,60	29,04
100	49,07	66,55	31,18	42,61	19,29	31,74

- **Fattore di correzione, f1**

Lo strato informativo relativo a f1 richiede l' utilizzo dello strato relativo al Digital Terrain Model relativo alla pendenza del terreno (in formato raster). Alle celle con pendenza superiore a 20 % si assegna un valore pari a 1 secondo l'equazione $[(f1 = 0,02153 \cdot P + 0,001423 \cdot P^2)$ dove P = pendenza] mentre alle celle con pendenza minore di 20% si assegna il valore 1 applica l'equazione - se la pendenza è < 20 %:[f1 = 1]

Lo strato raster risultante associa il valore di f1 a ciascuna cella.

Ottenuti i valori dei parametri dell' equazione relativi ad una molecola in un dato giorno è possibile calcolare la massa di principio attivo persa per *run off*.

Occorre ricordare che “ R” rappresenta la percentuale di principio attivo persa per *run off* rispetto all' applicato. Moltiplicando il valore per la rata di applicazione e per la percentuale di coltura presente nel pixel, e sottraendo la quantità di principio attivo perso per drift, si ottiene la percentuale di principio attivo perso per ruscellamento:.

Massa p.a. perso = R % * (R.A. * sup coltura) - Massa di p.a persa per Drift

7.2.2.3. Stima della massa e di principio attivo che raggiunge le acque superficiali

In ambiente raster, si svolgono le operazioni necessarie per stimare la massa di principio attivo persa per *drift* e *runoff* che raggiunge il corso d'acqua.

Le operazioni effettuate in Ilwis sono le seguenti:

- calcolo della massa di principio attivo persa per *drift* e per *runoff*.
- incrocio dello strato che si ricava dall'operazione precedente con lo strato che contiene l' identificativo del bacino. Grazie a tale incrocio si associa ad ogni singolo tratto di fiume il valore della portata
- raggruppamento dei pixel appartenenti al medesimo sottobacino con conseguente somma del valore di massa totale ad essi associato.
- creazione della mappa della massa di principio attivo associata al sottobacino.
- Esportazione in ArcView della tabella ottenuta con la precedente operazione.

7.2.2.4. Stima della PEC di principio attivo presente nei corsi d'acqua superficiale

Noti i valori di portata, si sono diluite le masse di prodotto fitosanitario di ogni sottobacino nei volumi di acqua dei tratti dei corsi d'acqua che appartengono ai sottobacini.

Si è ottenuta così la PEC di prodotto fitosanitario associata ad ogni tratto dei corpi idrici considerati, e di questo dato si è elaborato lo strato informativo corrispondente. In questa mappa la PEC è visualizzata a livello di sottobacino.

7.2.3. STIMA DEI TER PER GLI ORGANISMI NON BERSAGLIO

Il passaggio dalla PEC ai TER è dato dal calcolo del rapporto tra l'EC50 (concentrazione di principio attivo che determina un effetto nocivo sul 50% degli organismi esposti) e la PEC stessa.

Essi offrono una misura del rischio associato all'uso del prodotto fitosanitario nei confronti degli organismi esposti, che sarà tanto più elevata quanto più il rapporto si avvicina all'unità. Questo rapporto viene calcolato per i tre organismi non bersaglio rappresentativi del comparto acque superficiali: alghe, Daphniae e pesci.

I tre TER sono stati calcolati direttamente nella tabella degli attributi dello strato della PEC, aggiungendo per ognuno di essi un nuovo campo; pertanto anch'essi, come i dati di PEC, sono visualizzati a livello di sottobacino.

Il valore dell' endpoint tossicologico potrebbe anche provenire da una curva di Species Sensitivity Distribution e fornire una mappa del pericolo potenziale con un approccio probabilistico.

7.2.4. CALCOLO DELL'INDICE PRISW-1

L'indice di rischio per le acque superficiali aggregato, detto PRISW-1 valuta il rischio associato ad un prodotto fitosanitario subito dopo un trattamento fitoiatrico secondo una metodologia riconosciuta dall'ANPA (Finizio, 1997; Finizio, 1998).

Esso si basa sulla determinazione di un rapporto TER tra la concentrazione ambientale prevista nel breve periodo (PECbp) nel comparto acqua adiacente al sito di trattamento, e i dati di tossicità disponibili in letteratura per gli organismi non-target (alghe, *Daphnia*, pesci) selezionati come rappresentativi dell'ecosistema considerato.

L'equazione di calcolo è definita da punteggi (*score*) basati sul valore del TER per ciascuno degli organismi non-target, e pesi (*weight*) variabili in funzione dell'organismo considerato:

$$\text{PRISW-1} = (\text{Ax3}) + (\text{Bx4}) + (\text{Cx5,5})$$

dove le lettere indicano i punteggi relativi agli organismi non-target (A=alghe, B=*Daphnia*, C=pesci) da attribuire, in funzione dei TER ottenuti, secondo tabella 7.6.

Tab 7.5 Intervalli di classificazione del rischio per gli organismi non-target selezionati con i relativi punteggi e pesi.

ALGHE (A)		DAPHNIA (B)		PESCI (C)	
(EC50/PEC)	SCORE	(EC50/PEC)	SCORE	(EC50/PEC)	SCORE
>1000	0	>1000	0	>1000	0
1000 - 100	1	1000 - 100	1	1000 - 100	1
10 - 100	2	10 - 100	2	10 - 100	2
10 - 1	4	10 - 1	4	10 - 1	4
<1	8	<1	8	<1	8
W = 3		W = 4		W = 5,5	

L'indice PRISW-1 varia da 1 a 100, ed il rischio aumenta con l'aumentare del valore dell'indice. Tale indice concorre alla realizzazione di una mappa del rischio aggregato, ovvero di una mappa del rischio nella quale il contributo dovuto al valore dei TER per le singole tipologie di organismi viene pesato e sommato.

Anche il valore dell'indice PRISW-1 è stato direttamente calcolato nella tabella degli attributi dello strato delle PEC; pertanto è visualizzato a livello di sottobacino.

7.2.5. ELABORAZIONE DELLE CARTE DEL RISCHIO: RIFINITO E REALISTICO

Le precedenti elaborazioni permettono di ottenere un indice di rischio aggregato sulla base delle caratteristiche chimico-fisiche del principio attivo e delle caratteristiche abiotiche del territorio.

La stima del rischio realistico richiede che, oltre al rapporto tra tossicità ed esposizione, venga considerata l'effettiva presenza, nell'area di studio, degli organismi esposti all'azione della sostanza nociva.

Ai fini del presente lavoro è necessario dunque inquadrare le caratteristiche dell'ecosistema acquatico per i corsi d'acqua studiati. A questo scopo si è scelto di utilizzare la carta della zonazione ittica come indicatore del pregio potenziale delle acque (e per la successiva elaborazione della carta del rischio rifinito) e l'IBE come indicatore dello stato qualitativo degli ecosistemi dei corsi d'acqua in esame per la successiva elaborazione della carta del rischio realistico.

7.2.6. DETERMINAZIONE DI SOGLIE DI IMPATTO RELATIVE ALL' INDICE

PRISW-1

Allo scopo di rendere più significativo il valore assunto dall' indice PRISW-1, e di diversificarlo in base alla sensibilità delle diverse specie potenzialmente presenti nel corso d' acqua, sono state determinate le soglie per i diversi taxa ittici utilizzati per la zonazione dei corsi d' acqua. Tali soglie rappresentano un parametro facilmente leggibile, per individuare i sottobacini nei quali il rischio assume rilevanza, non solo alla luce del valore assunto dai TER, ma anche per gli organismi non bersaglio coinvolti.

Le soglie individuate per i vari taxa sono le seguenti (Calliera et al, 2001):

Tab 7.6 Soglie di impatto dell' indice PRISW-1 sui taxa utilizzati nella zonazione

Trota fario	9.5
Trota marmorata	12.5
Ciprinidi reofili	22
Ciprinidi limofili	25

In Arcview è stato possibile, tramite un operazione di geoprocessing (l' *intersect*), effettuare un' intersezione tra i sottobacini per i quali è stato determinato un valore dell' indice PRISW-1, e lo strato informativo relativo alla zonazione ittica (113 bacini) Tale intersezione ha portato alla creazione di un nuovo strato informativo, con un numero di sottobacini superiore (168), nel quale l' informazione relativa al valore dell' indice PRISW-1 è ora associata a quella relativa al taxon ittico potenzialmente presente in quel tratto fluviale.

Attraverso delle operazioni di *query* è possibile individuare per quali sottobacini il valore dell' indice PRISW-1 supera la soglia relativa a quel taxon specifico. In altre parole, la tabella degli attributi del nuovo strato informativo presenta contemporaneamente l' informazione spazializzata relativa all' indice di rischio e quella relativa al taxon presente, quindi relativa al pregio delle acque, permettendo di individuare i tratti fluviali nei quali il rischio supera le soglie di impatto e quindi il danno potenziale sull' ambiente è più rilevante. La carta elaborata attraverso le precedenti operazioni permette di visualizzare due diverse tipologie di bacini caratterizzati dal fatto che l' indice PRISW-1 superi o no la soglia di impatto

7.2.7. ELABORAZIONE DELLA CARTA DI PREVISIONE DELLO STATO DI QUALITÀ AMBIENTALE DEI CORSI D' ACQUA

La carta della previsione dello stato di qualità per le acque superficiali è stata elaborata perseguendo la finalità di sviluppare uno strumento di supporto alle decisioni che possa fornire indicazioni sullo stato di qualità che potrebbe essere riscontrato in un corso d' acqua in seguito all' immissione di un determinato fitofarmaco.

Concettualmente lo sviluppo di tale carta parte dal presupposto di integrare i dati calcolati tramite l' applicazione di modelli con strati informativi che forniscano un' indicazione del reale e preesistente stato di qualità delle acque. La metodologia ha previsto di sovrapporre lo strato informativo relativo al superamento delle soglie di impatto dell' indice PRISW-1 con lo strato informativo relativo all' IBE.

L'indice IBE assume valori crescenti in relazione all'incremento della qualità biologica per il corso d'acqua in esame.

Tale classificazione è particolarmente utile ai fini della stima del rischio, in quanto permette di esprimere un giudizio sintetico, e quindi di più facile gestione, sullo stato di salute del corso d'acqua.

La combinazione tra la carta del superamento delle soglie del PRISW-1 (che esprime sinteticamente il rischio, rifinito, associato ad un certo principio attivo) e l'indice IBE (che dà un'indicazione sullo stato qualitativo dei corsi d'acqua superficiali), permette di ottenere una stima del rischio ambientale.

Questo passaggio però ha richiesto la riclassificazione dell'indice PRISW-1 così da poter correlare le classi di rischio ottenute dal PRISW-1 con le classi di qualità ottenute dall'IBE.

I valori di IBE ottenuti vengono raggruppati in cinque classi di qualità, secondo lo schema in tabella 7.7

Tab 7.7 Classi di qualità basate sull' indice IBE

CLASSI DI QUALITÀ (CQ)	VALORE DI I.B.E.	GIUDIZIO DI QUALITÀ
CLASSE I	10-11-12-...	Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile
CLASSE II	8-9	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione
CLASSE III	6-7	Ambiente inquinato o comunque alterato
CLASSE IV	4-5	Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato
CLASSE V	1-2-3	Ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato

L'elaborazione della carta di previsione dello stato di qualità per le acque superficiali è stata effettuata tramite Arcview utilizzando un'operazione di geoprocessing (*intersect*) per sovrapporre le informazioni relative all'IBE con quelle relative al superamento dell'indice di rischio dando origine a 314 sottobacini. Ogni sottobacino contiene le informazioni spazializzate relative al superamento della soglia di rischio e alla qualità reale del corso d'acqua.

Nella tabella degli attributi del nuovo strato informativo si possono individuare per ogni sottobacino delle classi di qualità delle acque. Tale individuazione è possibile grazie ad un'operazione di *query*. Infatti, raggruppando i sottobacini aventi una determinata classe di IBE si valuta per essi se superano o meno la soglia di rischio e gli si attribuisce un giudizio di qualità, secondo la tabella riportata di seguito (ripresa dalla tabella 9 dell'allegato n.3 del decreto Legislativo 11 Maggio 1999, n.152): .

Tab. 7.8 Previsione stato di qualità delle acque

Classi di IBE (stato ecologico)	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
Superamento della soglia di impatto relativa all'indice PRISW-1 SOPRA SOGLIA	SCADENTE	SCADENTE	SCADENTE	SCADENTE	PESSIMO
SOTTO SOGLIA	ELEVATO	BUONO	SUFFICIENTE	SCADENTE	PESSIMO

Utilizzando Arcview è possibile visualizzare con colori diversi i sottobacini classificati secondo il loro previsto stato ambientale. L'elaborazione della carta della previsione di stato di qualità si rivela particolarmente utile in quanto permette di raggruppare nello stesso tematismo delle informazioni derivanti dal monitoraggio con informazioni predittive elaborate tramite modelli al fine di gestire il territorio sia in base alle sue reali caratteristiche sia in funzione dei fenomeni che lo coinvolgono.

7.2.8. ELABORAZIONE DELLA CARTA DEL RISCHIO REALISTICO

La carta elaborata nel precedente paragrafo, pur essendo molto utile in quanto permette di delineare lo scenario ambientale previsto in seguito ai trattamenti fitoiatrici, presenta il limite di non evidenziare quali siano i bacini che presentano un peggioramento del loro stato del loro stato di qualità. Allo scopo di valutare su quali sottobacini l'impatto dei fitosanitari sia particolarmente rilevante in quanto produce un sostanziale peggioramento si è rivelato particolarmente utile operare una sottrazione tra la carta del previsto stato dell'ambiente relativo a ciascuna molecola e la carta dello stato ambientale preesistente. Lo stato ambientale preesistente è stato elaborato acquisendo i valori di IBE, definendo le classi di qualità dell'ambiente e supponendo di non effettuare alcun trattamento e, quindi, di trovarsi in una situazione nella quale in nessun bacino venissero superate le soglie di impatto. Tale operazione è stata effettuata sottraendo, nella tabella degli attributi relativa alla carta della previsione di stato ambientale di ciascuna molecola, lo stato di qualità preesistente da quello previsto. Ciò è stato possibile assegnando arbitrariamente un valore a ciascun giudizio di qualità. La carta elaborata tramite questa sottrazione permette di evidenziare quali bacini presentano qualità scadente a causa del preesistente status quo e quali, invece, hanno subito un reale impatto. Il rischio connesso alle pratiche agricole è stato per questo motivo riclassificato in base al grado di peggioramento della qualità rispetto alla situazione iniziale.

Tab. 7.9 Rischio realistico connesso al trattamento con prodotti fitosanitari

Rischio realistico	Grado di peggioramento dello stato di qualità
MOLTO ALTO	Dallo stato di qualità <u>elevato</u> a <u>scadente</u>
ALTO	Dallo stato di qualità <u>buono</u> a <u>scadente</u>
MEDIO	Dallo stato di qualità <u>sufficiente</u> a <u>scadente</u>
BASSO	Lo stato di qualità rimane inalterato (nel caso di qualità scadente o pessima), ma il sottobacino presenta <u>superamento delle soglie di impatto</u> per la fauna ittica
MOLTO BASSO	Lo stato di qualità rimane <u>inalterato</u> rispetto alla situazione preesistente

	e non si osserva superamento delle soglie di impatto per la fauna ittica
--	--

La metodologia proposta può essere applicata ad un ampio spettro di prodotti fitosanitari, a condizione che siano disponibili tutte le informazioni riguardanti le caratteristiche relative ai principi attivi e alle colture soggette ai trattamenti fitoiatrici.

7.3. STIMA DEL RISCHIO PER GLI ECOSISTEMI

ACQUATICI DERIVANTE DA MISCELE DI PRINCIPI ATTIVI.

In generale gli organismi sono raramente esposti a singole sostanze. La situazione tipica che si rinviene negli ecosistemi, è rappresentata dal caso in cui una moltitudine di tossici chimicamente eterogenei agiscono simultaneamente sulla popolazione naturale. L' esposizione a più sostanze può determinare effetti combinati, e i dati sperimentali dimostrano che gli effetti di tossicità delle miscele che si formano superano, di solito, quelli del singolo componente attivo; si possono così osservare tossicità congiunte importanti, anche se le concentrazioni dei singoli tossici sono sotto il loro NOEC (No Observed Effect Concentration) (Konemann, 1981; Grimme et al., 1998).

Per questo motivo, la metodologia integrata è stata adattata al caso della stima del rischio derivante da miscele per cercare di effettuare una stima del rischio sito-specifica che valutasse in maniera realistica i formulati utilizzati sulle colture e non solo i singoli principi attivi.

Nel caso dei prodotti fitosanitari, la possibilità di reperire nelle acque superficiali miscele composte da diversi principi attivi può essere valutata a tre livelli:

- Miscele derivanti dall' uso di formulati commerciali composti da diversi principi attivi;
- Miscele derivanti da una stessa coltura sulla quale possono essere effettuati trattamenti con differenti formulati;

- Miscele derivanti da un' area agricola complessa nella quale sono coltivate differenti colture.

Nella prime valutazioni effettuate ci si è limitati al primo livello di formulazione delle miscele, cioè alla comparazione di diverse opzioni di trattamento che prevedono l' utilizzo di formulati commerciali complessi.

Come nel caso dei singolo principi attivi, anche nel caso delle miscele la metodologia prevede di integrare tra loro: database relazionali, GIS sia in ambiente raster sia vettoriale, modelli di distribuzione ambientale, modelli di valutazione del potenziale delle miscele, indici di rischio, indici biotici (IBE: Indice Biotico Esteso) (Fig. 7.2).

La metodologia prevede, quindi, di sviluppare un indice di rischio in grado di superare le limitazioni insite in un approccio di valutazione del rischio, a basso realismo ecologico, scevro da considerazioni relative alle realtà territoriali, sia abiotiche e sia biotiche, sulle quali insistono le applicazioni fitoiatriche.

La metodologia richiede, in prima istanza, l' acquisizione di dati reali relativi alla distribuzione delle colture e agli avvicendamenti colturali e ai trattamenti ad essi relativi, al fine di costituire un calendario che permetta di individuare delle finestre temporali entro le quali si ritrovano i principi attivi utilizzati. La raccolta dati prevede anche dati relativi alle caratteristiche chimico-fisiche e tossicologiche delle molecole in esame e dati relativi al territorio direttamente acquisibili o elaborati (pedologia, uso del suolo, meteorologia, idrografia e bacini, portate, DTM, IBE). I dati raccolti sono stati utilizzati all' interno dei GIS per creare degli strati informativi e, quindi, per delineare uno scenario ambientale distribuito, esteso a tutto il territorio, per l' applicazione dei modelli di destino ambientale. Gli scenari sono stati creati perseguendo scopi cautelativi nei confronti dell' ambiente, per questo motivo si è operato con un' ottica di worst case (caso peggiore) nella scelta delle date di trattamento, nella suddivisione dei bacini secondo le portate, secondo le vocazioni ittiche e nell' attribuzione dei dati di IBE.

Anche nella valutazione delle miscele si è utilizzato un approccio di worst case; da un punto di vista concettuale esistono due modelli per valutare la tossicità delle miscele (Concentration Addition e Independent Action) che rappresentano rispettivamente una condizione di worst-case (caso peggiore) e best-case (caso migliore). Infatti, per la Concentration Addition, le sostanze presenti in un' ipotetica miscela hanno identico meccanismo d' azione, e la tossicità è corrispondente alla sommatoria delle relative unità di tossicità. Viceversa, secondo il modello dell' Independent Action, le sostanze agiscono indipendentemente, e la tossicità della miscela sarà meno che additiva in quanto ci sarà la possibilità che più sostanze agiscano contemporaneamente sullo stesso individuo. Nella realtà una miscela sarà molto probabilmente composta sia da sostanze con simile

meccanismo d' azione che da sostanze con azione indipendente. A scopo cautelativo si è scelto l' approccio di Concentration Addition (Vighi, 2004)

Allo scopo di aumentare l' aderenza del modello di distribuzione alla realtà, gli strati informativi sono stati utilizzati come fattori nelle equazioni previste dai modelli di distribuzione: tale procedura permette di calcolare le masse di principio attivo perse per processi di ruscellamento della variazione relativa di ciascun parametro nell' ambito del territorio esaminato.

Le masse di principio attivo perse per ruscellamento sono state calcolate utilizzando il Gis Ilwis .

Quantificato il valore delle masse perse, la metodologia prevede di calcolare ed elaborare diversi fattori ed indici. Di seguito si riportano le fasi salienti per la determinazione del rischio realistico per miscele di principi attivi:

- CALCOLO DELLE PEC per i formulati commerciali: si calcolano le concentrazioni di principio attivo previste (PEC), per ciascun principio attivo che compone la miscela, in ciascun sottobacino. I valori di PEC forniscono una quantificazione dell' esposizione ambientale e vengono calcolati dal rapporto tra la massa di principio attivo perso per ruscellamento e/o deriva e la portata giornaliera relativa al tratto di corso d' acqua del sottobacino in esame.
- CALCOLO DEI ETR: dal rapporto tra dati esposizione e di tossicità , ovvero tra EC50 (o LC50) per tre organismi indicatori non-bersaglio (alghe, daphniae, pesci), si ottengono gli ETR (Exposure Toxic Ratio). Tale rapporto rappresenta un normalizzazione dell' esposizione rispetto alla tossicità delle molecole. Applicando il principio della “ concentration addition” , considerato come l' approccio predittivo di worst-case, vengono sommati separatamente gli ETR per alghe, daphnie e pesci, ottenendo così un indicazione della pericolosità della miscela sugli organismi scelti come rappresentativi della catena trofica acquatica.
- CALCOLO DELL' INDICE DI RISCHIO PER LE MISCELE: i valori ottenuti dagli ETR sono stati riclassificati secondo dei punteggi e successivamente pesati e sommati per calcolare un indice di rischio aggregato.

Grazie a tale metodologia si può valutare, per ogni singolo sottobacino:

- L' entità del rischio connessa all' utilizzo di determinati formulati
- L' entità del rischio connessa alla presenza intensiva di una coltura rispetto ad un' altra
- I possibili scenari di trattamento a maggior compatibilità ambientale

Metodologia per miscele di principi attivi

Strati informativi georeferenziati:

- DTM
- Uso del suolo
- Pedologia
- Dati meteorologici
- Idrografia e bacini

Database relazionali:

- Proprietà chimico fisiche
- Rate di applicazione
- Calendario dei trattamenti

Modelli di distribuzione ambientale dei principi attivi per ruscellamento e deriva

PEC A PEC B PEC C

Dati Ecotossicologici acuti

ETR_A algae ETR_B algae ETR_C algae	=	A	ETR_A daphniae ETR_B daphniae ETR_C daphniae	=	B	ETR_A fish ETR_B fish ETR_C fish	=	C
---	---	---	--	---	---	--	---	---

(A * a + B * b + C * c)
Indice di rischio per la miscela

Rischio rifinito

Zonazione ittica

EBI

Caratterizzazione dell'ecosistema

Situazione ambientale prevista

Scenario ad impatto agricolo nullo

Rischio sito specifico della miscela per ecosistemi non target

N.B. I valori di ETR relativi alle singole sostanze devono essere sommati

Fig 7.2 - Metodologia per il calcolo, attraverso l' uso di GIS, del rischio sito-specifico derivante dall' applicazione di una miscela di principi attivi

7.3.1. STIMA DELLA PEC DI PRINCIPIO ATTIVO PRESENTE NEI CORSI D' ACQUA SUPERFICIALE

La metodologia prevede di calcolare il rischio associato alle miscele derivanti dai principali formulati commerciali. Come prima descritto il primo passaggio della stima del rischio consiste nel calcolo delle PEC per ciascun principio attivo componente il formulato in esame. La stima delle PEC per singolo principio attivo prevede il medesimo procedimento illustrato nei paragrafi 6.2.2.1 e 6.2.2.2

7.3.1.1. Stima degli ETR per gli organismi non bersaglio

Il passaggio dalla PEC agli ETR è dato dal calcolo del rapporto tra esposizione e dato di tossicità relativo agli organismi non-bersaglio. Essi offrono una misura del rischio associato all'uso del prodotto fitosanitario nei confronti degli organismi esposti, che sarà tanto più elevata quanto più il rapporto si avvicina all'unità.

Questo rapporto viene calcolato per i tre organismi non bersaglio rappresentativi del comparto acque superficiali: alghe, *Daphnia* e pesci. I tre ETR si possono calcolare direttamente nella tabella degli attributi dello strato della PEC, nel software ArcView, aggiungendo per ognuno di essi un nuovo campo.

Nella fase seguente, si è provveduto a riunire i dati riguardanti gli ETR relativi ai principi attivi appartenenti a singoli formulati di miscela, negli attributi delle tabelle appartenenti a vari strati informativi. In ogni tabella poi, tali valori, secondo il modello di Addizione di Concentrazione (poiché espressi in termini di unità di tossicità), sono stati sommati tra di loro in modo da definire un unico valore di base per la formulazione dell' indice PRISW-1 miscele.

$$\text{ETR alghe} = \text{PECa/EC50alghe a} + \text{PECb/EC50alghe b} + \text{PECc/EC50alghe c}$$

$$\text{ETR daphniae} = \text{PECa/EC50daphniae a} + \text{PECb/EC50daphniae b} + \text{PECc/EC50daphniae c}$$

$$\text{ETR pesci} = \text{PECa/EC50pesci a} + \text{PECb/EC50pesci b} + \text{PECc/EC50pesci c}$$

Come nel caso del singolo principio attivo anche in questo caso il valore dell' endpoint tossicologico può essere sostituito con un valore derivante da un approccio probabilistico e quindi dall' elaborazione di curve di Species Sensitivity Distribution.

7.3.2. CALCOLO DELL' INDICE PRISW-1

L'equazione di calcolo dell' indice PRISW-1 prevede che, ai TER (tossicità/esposizione) relativi a ciascun organismo non-target, venga assegnato un punteggio (score), che rappresenta la pericolosità ambientale della sostanza e, dei pesi (weight), in funzione dell' importanza che la specie indicatrice ricopre nell' ecosistema. In questo lavoro però, non si sono utilizzati i TER ma gli ETR (esposizione/tossicità); si è provveduto perciò, alla classificazione degli ETR (calcolati come il rapporto inverso degli estremi delle classi dei TER proposto in origine dall' indice) e all' attribuzione di punteggi e pesi come da tabella 7.10.

ALGHE (A)		DAPHNIA (B)		PESCI (C)	
(PEC/EC ₅₀)	SCORE	(PEC/LC ₅₀)	SCORE	(PEC/LC ₅₀)	SCORE
< 0,0001	0	< 0,0001	0	< 0,0001	0
0,0001 – 0,001	1	0,0001 – 0,001	1	0,0001 – 0,001	1
0,001 – 0,01	2	0,001 – 0,01	2	0,001 – 0,01	2
0,01 – 0,1	4	0,01 – 0,1	4	0,01 – 0,1	4
0,1- 0,5	6	0,1- 0,5	6	0,1- 0,5	6
> 0,5	8	> 0,5	8	> 0,5	8
W = 3		W = 4		W = 5,5	

Tab. 7.10 Intervalli di classificazione del rischio per gli organismi non-target selezionati con i relativi punteggi e pesi (W = weight).

Il calcolo dell' indice viene effettuato nel seguente modo:

$$\text{PRISW-1 Miscele} = \sum \text{ETR algea, b, c} * 3 + \sum \text{ETR Daphniaea, b, c} * 4 + \sum \text{ETR pescia, b, c} * 5.5$$

L'indice PRISW-1 Miscele varia da 1 a 100, ed il rischio aumenta con l'aumentare del valore dell'indice. Tale indice concorre alla realizzazione di una mappa del rischio aggregato, ovvero di una mappa del rischio nella quale il contributo dovuto al valore degli ETR per le singole tipologie di organismi viene pesato e sommato.

Tale indice è calcolato nella tabella degli attributi dello strato informativo che si è venuto a formare come indicato nel paragrafo precedente.

Le precedenti elaborazioni hanno permesso quindi di ottenere un indice di rischio aggregato sulla base delle caratteristiche chimico-fisiche del principio attivo e delle caratteristiche abiotiche del territorio in base al processo di ruscellamento. Con i valori determinati sono state poi realizzate le carte del rischio per ogni miscela utilizzata.

La metodologia prosegue poi come indicato nei paragrafi da 6.2.5 a 6.2.8.

7.4. CASI APPLICATIVI

7.4.1. LA STIMA DEL RISCHIO A SCALA REGIONALE: LA REGIONE LOMBARDIA

7.4.1.1. Area di studio

Il territorio della Regione Lombardia dispone di una notevole ricchezza d' acqua dovuta al regime delle precipitazioni e alla presenza, sui massicci alpini, di importanti ghiacciai e nevai persistenti che alimentano i fiumi anche in estate avanzata. L' idrografia naturale è costituita da una fitta rete di fiumi, da numerosi laghi e da risorgive, derivanti dall' affiorare delle falde acquifere decorrenti al disotto dei conoidi accumulatisi allo sbocco delle valli alpine. La linea delle risorgive delimita l' alta pianura fluvio-glaciale, ghiaiosa e di scarsa fertilità naturale, dalla media e bassa pianura alluvionale, argillosa, caratterizzata da una maggior ricchezza d' acque che deriva sia dalla poca profondità della falda sotterranea che dalla presenza di una fitta rete di fiumi, e da terreni fertili adatti alle attività agricole. I numerosi torrenti originatisi nelle zone alpine, prealpine ed appenniniche confluiscono a formare fiumi di notevoli dimensioni e portate, quali il Ticino, il Mincio, l' Adda e l' Oglio. Questi sono a loro

volta affluenti di sinistra del Po, il quale attraversa da Ovest ad Est la pianura lombarda, riccamente irrigata anche da una fitta rete di canali artificiali (Naviglio di Pavia, canale Villoresi, ecc.).

Per quanto riguarda l'attività agricola la particolare morfologia della regione Lombardia, prevalentemente pianeggiante, e le sue condizioni climatiche la rendono particolarmente adatta ad essere coltivata.

Le attività agricole, infatti, interessano circa il 46% della superficie della regione per un totale di 1.110.000 ettari (ERSAL, 1996).

Volendo effettuare una serie di considerazioni generali sulla distribuzione dell'attività agricola in Lombardia e sul tipo di coltivazioni presenti si può affermare che: il 77,3% della superficie coltivata è rappresentato dai seminativi, il 6,3% dalle risaie, ed il 2,5% dalle legnose agrarie. I seminativi rappresentano il 40,6% del territorio lombardo e occupano la quasi totalità della Pianura Padana; in particolare la loro diffusione è rilevante nella pianura bresciana, in quella bergamasca, in quella cremonese e nella zona di pianura compresa tra il Mincio e l'Oglio

7.4.1.2. Scenario ambientale

Nel presente contesto si è scelto di operare sulla coltura del mais e di studiare una serie di principi attivi principalmente utilizzati in trattamenti fitoiatrici in pre e post emergenza. I motivi di una tale scelta derivano dalle seguenti considerazioni:

- Il mais costituisce la coltura prevalente all'interno della regione Lombardia; il 17% della superficie agricola utilizzabile è investita alla produzione di mais ibrido. (ERSAL, 1996)
- Dati relativi alle zone investite a mais sono prontamente disponibili e sufficientemente completi
- Per i principi attivi presi in considerazione (alachlor, metolachlor, pendimethalin, terbutilazina, furathiocarb, chlorpyrifos in pre-emergenza, rimsulfuron, dicamba, deltamethrina in post emergenza) sono a disposizione sia i dati chimico-fisici che tossicologici per l'ambiente acquatico

Data l'estensione dell'area di studio e la scala alla quale si è lavorato, si sono realizzate alcune scelte preliminari finalizzate a una semplificazione dello scenario, pur rispettando un criterio di verosimiglianza rispetto alla realtà dell'agricoltura lombarda.

Tali scelte riguardano le precipitazioni (causa innescante del processo del ruscellamento superficiale) e le date di trattamento coi nove principi attivi. Il criterio con il quale sono state effettuate le scelte tende a delineare una situazione di caso peggiore (worst case).

Per quanto riguarda le date di trattamento sulla coltura del mais sono state scelte delle date diverse per i trattamenti in pre-emergenza e in post-emergenza.

L'anno preso in considerazione è per entrambi il 1996. Infatti, nell'ambito dei dati di precipitazione giornaliera, relativi al decennio 1988-1997, l'anno 1996 è stato identificato come il più piovoso nelle zone di pianura, e quindi il più idoneo a rappresentare lo scenario di caso peggiore per il fenomeno considerato. L'analisi dei dati di piovosità ha evidenziato che nei mesi primaverili, caratterizzati in genere dai principali trattamenti fitosanitari, si hanno nella zona di pianura massimi di pioggia giornaliera di 16.1 mm in Marzo, 34.8 mm in Aprile, 42.6 mm in Maggio, rispetto ad una media su 10 anni di 1.13 mm in Marzo, 2.97 mm in Aprile e 2.70 mm in Maggio.

Per quanto riguarda la data del trattamento in pre emergenza su mais con i sei principi attivi considerati, la scelta è ricaduta nell'intervallo di tempo che va dalla seconda metà del mese di Marzo alla prima metà del mese di Aprile perché è generalmente questo il periodo in cui sono effettuati i trattamenti su mais in Lombardia. Situazioni territoriali specifiche sono in funzione delle condizioni climatiche e latitudinali, ma nel presente lavoro, si è costruito uno scenario unico per l'intero territorio della regione, anche in funzione dell'ipotesi che l'operatore agricolo non tratti in un giorno di pioggia e che, secondo la logica del worst case, l'evento piovoso si abbia dopo tre giorni dalla data del trattamento (OECD, 1998).

In questo senso la coppia di date, rappresentanti lo scenario, che sembra meglio rispondere alle esigenze modellistiche è:

- 30 Marzo per il trattamento
- 02 Aprile per l'evento piovoso

Infatti nella prima data l'area investita a mais non è interessata da precipitazioni, mentre il 2 Aprile piove sulla quasi totalità dell'area, con minimi nell'area a nord ovest di Milano, a sud di Varese e nella Lomellina, e massimi nella provincia di Pavia, di Lodi e nella parte meridionale della provincia di Cremona.

Per quanto riguarda, invece, la scelta della data del trattamento in post-emergenza, essa è imprescindibilmente legata alla natura e allo stadio dell'infestazione in atto e proprio per questo motivo risulta molto variabile. Generalmente i trattamenti vengono effettuati tra la seconda metà di Maggio e fine Giugno. Dall'analisi degli eventi piovosi relativi a Maggio e a Giugno del 1996 due date sono risultate particolarmente significative e interessanti ai fini della presente tesi: il 16 Maggio e il 18 Maggio.

7.4.1.3. Cartografia elaborata

Nell'ambito del caso di studio a scala regionale è stata predisposta, per 9 prodotti fitosanitari, la cartografia prevista dalla metodologia (Sala S., 2001).

STRATO INFORMATIVO	FONTE DATO	TIPOLOGIA STRATO	STRATI INFORMATIVI DERIVATI
PEDOLOGIA	Aquater, S.p.A.	Vettoriale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa del carbonio organico (CO) ▪ Mappa dell' Available Water Content ▪ Mappa della tessitura del terreno (sandy-loamy)
METEO	Aquater, S.p.A.	Vettoriale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa delle precipitazioni giornaliere ▪ Mappa delle somme delle precipitazioni per i cinque giorni precedenti al giorno dei trattamenti
IDROGRAFIA	Regione Lombardia	Vettoriale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa delle densità idrografiche ▪ Mappa dei fiumi oggetto di studio
USO SUOLO	Regione Lombardia	Vettoriale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa delle zone adibite alla coltura del mais
BACINI	Regione Lombardia	Vettoriale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa dei bacini per i fiumi oggetto di studio
IBE (INDICE BIOTICO ESTESO)	Uffici Provinciali	Vettoriale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa dei valori di IBE per i fiumi oggetto di studio
CARTE TECNICHE REGIONALI IN	Regione Lombardia	Raster	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Larghezza dei fiumi

FORMATO DIGITALE			
CARTE TECNICHE REGIONALI	Regione Lombardia	Vettoriale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Digital Terrain Model ▪ Pendenza
PORTATE	Uffici Provinciali	Vettoriale	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mappa delle portate

Tab 7.11 Cartografia elaborata per la stima del rischio e fonti dei dati

A titolo esemplificativo si riporta la cartografia elaborata secondo la metodologia integrata e relativa alla stima del rischio da deriva e ruscellamento per l'alachlor (Fig 7.3 e7.4)

- PEC
- PRISW-1
- previsione di stato di qualità
- rischio realistico

Inoltre, si riporta un esempio di confronto tra cartografia di rischio per ruscellamento e deriva peralachlor e terbutilazina (Fig. 7.5)

7.4.1.4. Valutazione dei risultati

Per valutare in maniera critica i risultati si rivela necessario tenere in considerazione alcuni aspetti fondamentali correlabili agli strati informativi e alla distribuzione spaziale di alcuni parametri inseriti nelle equazioni dei modelli di distribuzione (piovosità, pendenze, distribuzione del mais ecc.).

Per quanto riguarda le PEC dovute a processi di runoff, i valori riscontrati sono dovuti alla distribuzione delle piogge nelle giornate esaminate, alle pendenze delle aree sulle quali si suppone avvenga il processo, alla frazione di territorio coltivato a mais, nonché dalla densità idrografica. Tali fattori fanno sì che in alcune aree si osservino per tutte le molecole elevati valori di PEC.

Per quanto riguarda le PEC da drift i valori seguono l'andamento dato dalla densità idrografica e dalla distribuzione del mais.

Dal momento che lo scenario di applicazione tali fattori sono uguali per tutte le molecole, i fattori determinante le differenze nel rischio potenziale saranno la rata di applicazione e la diversa tossicità del principio attivo considerato.

Nel caso specifico della Regione Lombardia, in ulteriore fattore determinante è dato dal valore di portata dei fiumi: infatti, in certi frangenti, come per esempio nel caso dell'Olona a sud di Milano, una drastica riduzione della portata porta ad un elevato valore di PEC in quanto è modesta la diluizione relativa al principio attivo.

Un'altra area che richiede una particolare attenzione è l'OltrePo pavese: quest'area è infatti caratterizzata da elevati valori pendenza che rappresentano un fattore di incremento delle quantità di principio attivo perse per ruscellamento.

Inoltre spesso si riscontra il superamento delle soglie di impatto (o un particolare giudizio di qualità) in piccole porzioni di corsi d'acqua nella parte centrale della Regione. Per tali situazioni è necessario rammentare che la carta relativa al superamento delle soglie di impatto viene elaborata valutando la vocazione ittica potenziale dei corsi d'acqua e

applicando su tale carta quella relativa ai valori dell' indice PRISW-1. Tale sovrapposizione può generare sottobacini nei quali si riscontra superamento delle soglie in quanto si ha il passaggio da una tipologia di habitat ad un' altra. Tali porzioni meritano quindi di essere esaminate ma tenendo presente le limitazioni causate da una divisione netta fra un habitat e l' altro lungo un corso d' acqua. In realtà il passaggio tra un habitat e l' altro è graduale e le situazioni di rischio possono essere più o meno estese rispetto all' indicazione fornita dalla carta.

ALACHLOR DRIFT

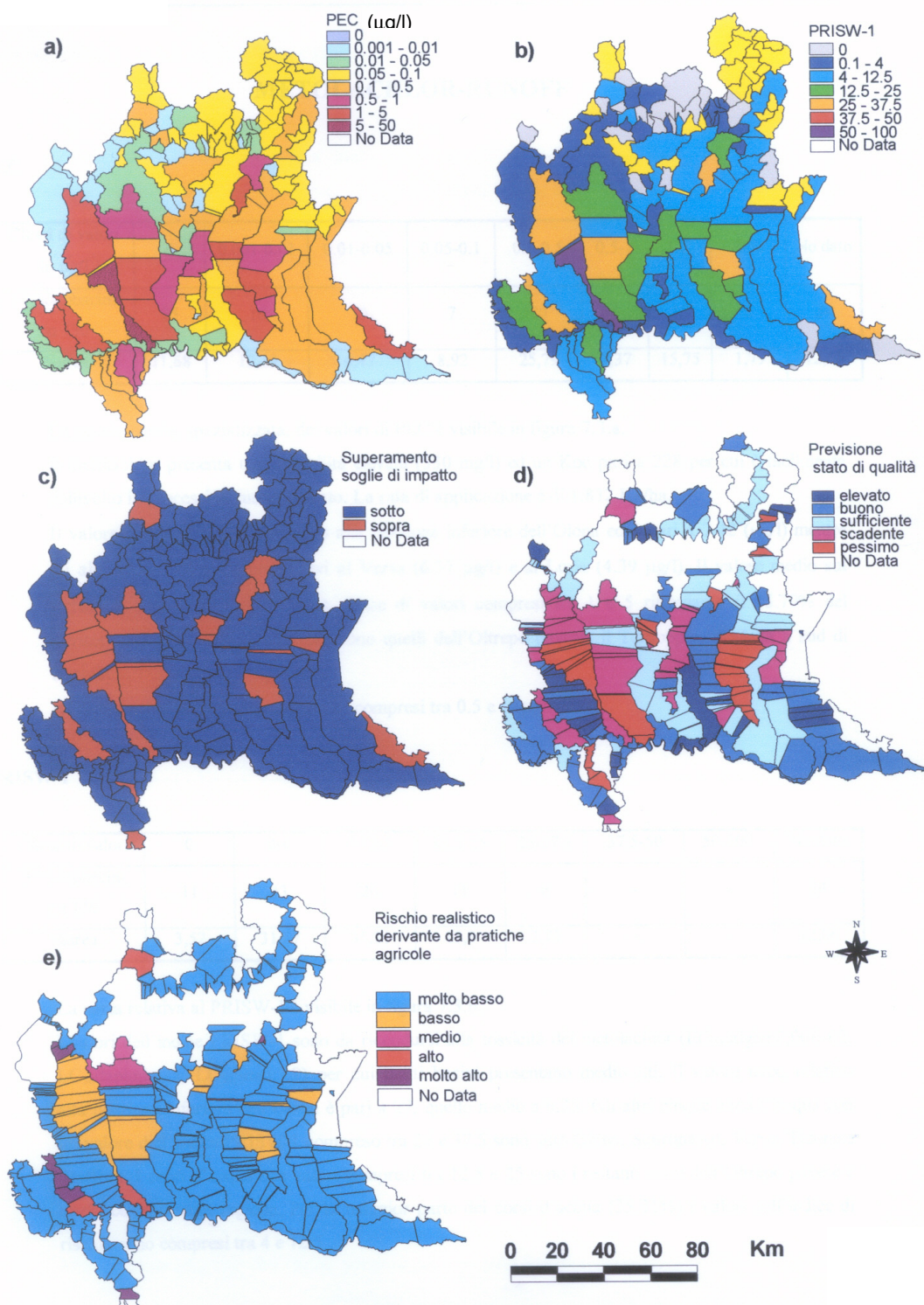


Fig. 7.3 Regione Lombardia: Cartografia per la stima del rischio sito-specifico da **alachlor** in seguito a **deriva** [a) stima delle PEC; b) indice di rischio PRISW_1 ; c) superamento delle soglie di impatto per la fauna ittica; d) previsione di stato di qualità ambientale basato su dati di monitoraggio dell' IBE; e) rischio realistico derivante da pratiche agricole]

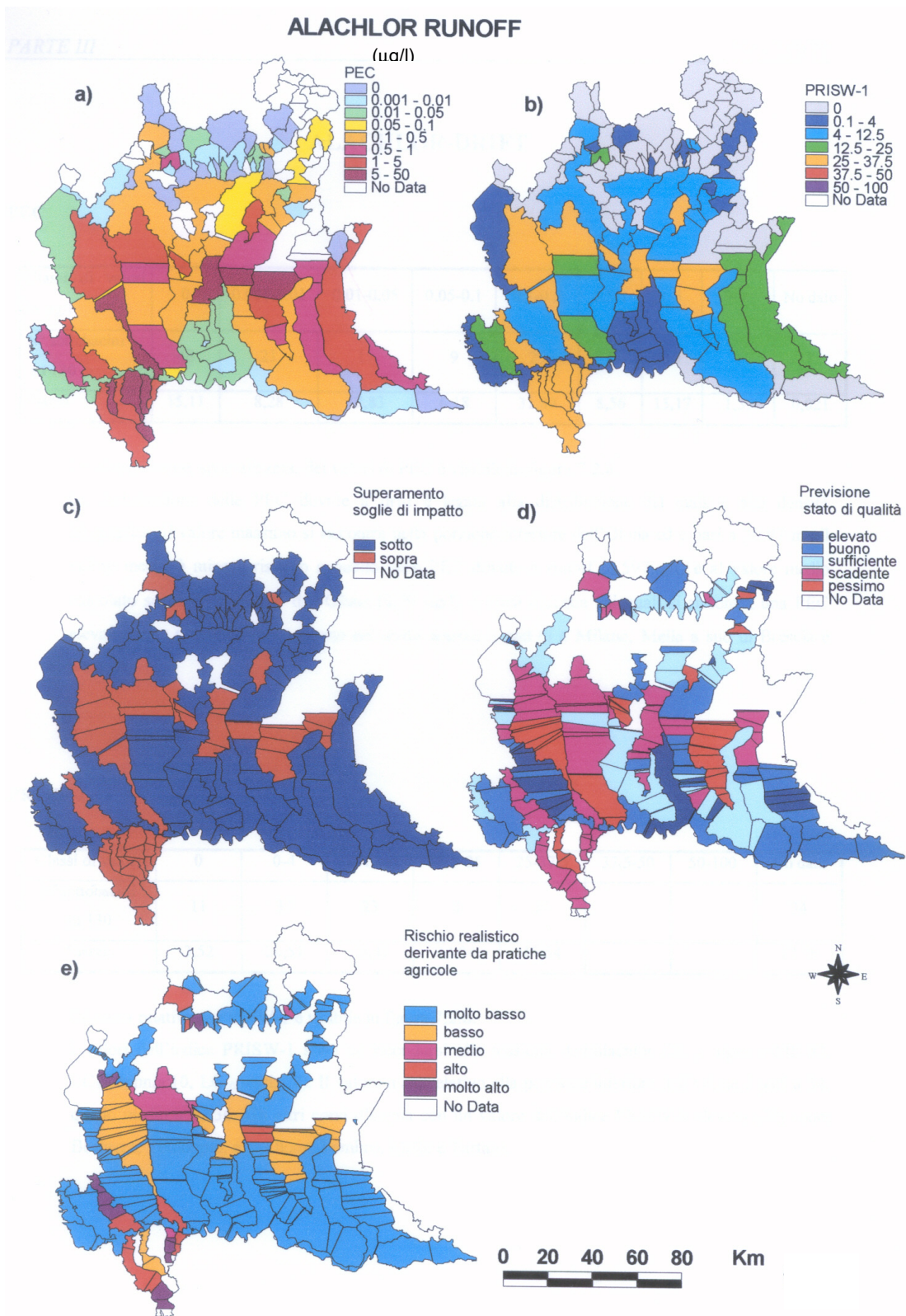
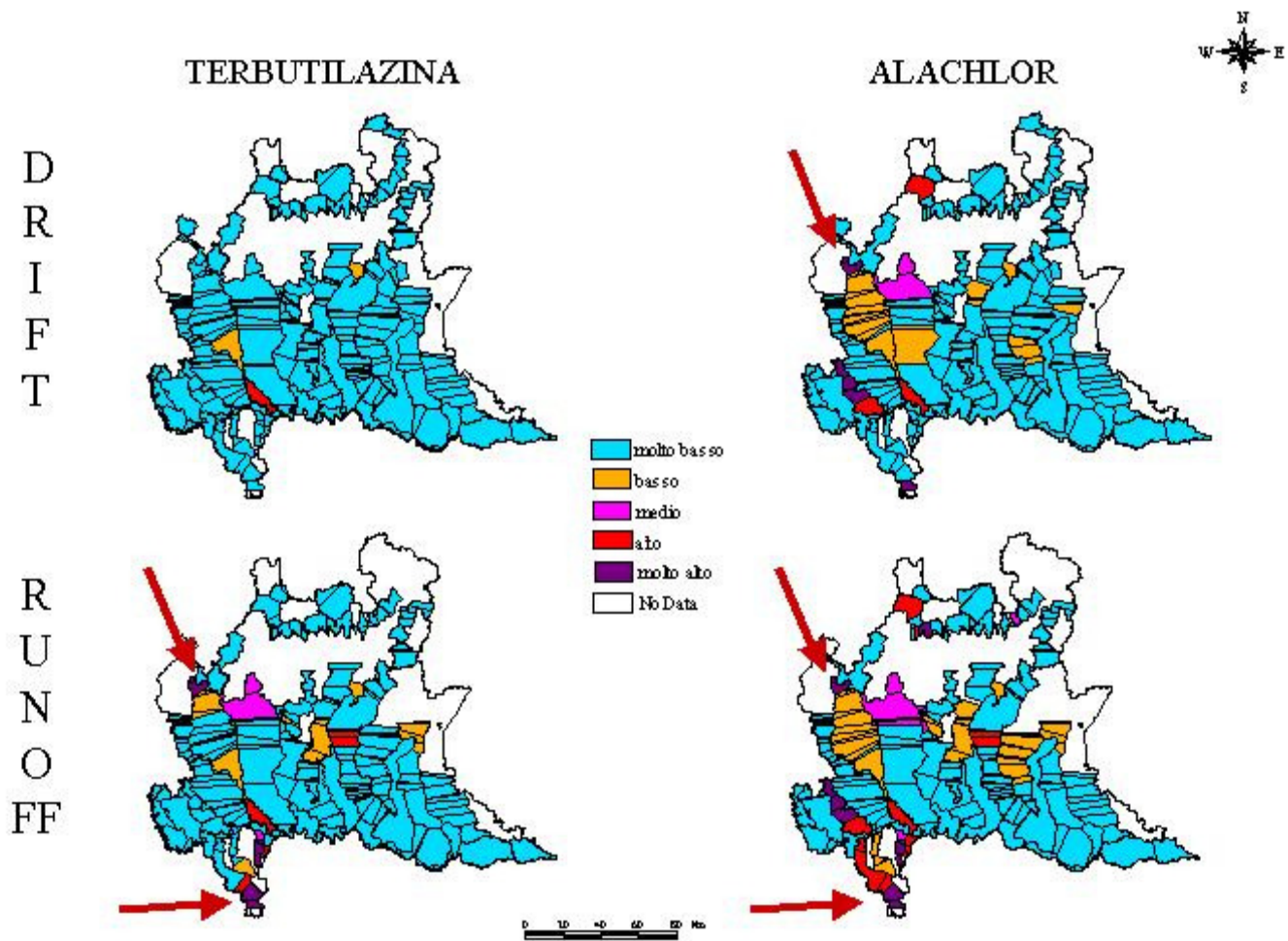


Fig. 7.4 Regione Lombardia: Cartografia per la stima del rischio sito-specifico da **alachlor** in seguito a **ruscellamento**[a) stima delle PEC; b) indice di rischio PRISW_1 ; c) superamento delle soglie di impatto

per la fauna ittica; d) previsione di stato di qualità ambientale basato su dati di monitoraggio dell' IBE; e) rischio realistico derivante da pratiche agricole]

Fig 7.5 Confronto tra la cartografia del rischio da deriva e ruscellamento per alachlor e terbutilazina



7.4.2. LA STIMA DEL RISCHIO DA MISCELE: L' OLTREPO PAVESE

7.4.2.1. Area di studio

L' area oggetto di studio è stata scelta per le sue caratteristiche morfologiche, per le varietà colturali presenti e per la presenza di corsi d' acqua con portate diverse.

L' ambito dello studio, dal punto di vista della morfologia del suolo, si ripartisce in 4 zone

- Pianura dell' Oltrepo Pavese: i suoli di questa area (pianura di Voghera) sono formati da sedimenti di origine appenninica e presentano una composizione fine, limoso-argillosa.
- Terrazzi antichi appenninici : i suoli di questa area, relitti antecedenti all' ultima glaciazione del Pleistocene, ricoprono il pianalto di San Colombano e alcune superfici rilevate poste a ridosso delle colline dell' Oltrepo, in continuità con terreni analoghi presenti sia nel Tortonese, sia nel Piacentino.
- Bassa e media collina : zona formata dai primi rilievi appenninici costituiti da rocce marnose con una elevata predisposizione al dissesto e alla franosità. I suoli presenti sono in genere sottili, con tessitura limosa e ricchi in calcare.
- Alta collina e montagna appenninica : questo tipo di suolo ricopre i versanti collinari e montani delle alte valli Staffora e Tidone su pendenze anche molto accentuate (ERSAF, 2003).

Il territorio dell' Oltrepo Pavese è attraversato interamente da una serie di corsi d' acqua di modesta entità, alimentati da sorgenti appenniniche e confluenti in destra Po dopo avere attraversato la pianura con direzione prevalente Sud-Nord. Tali corsi d' acqua sono: Staffora, Bardonezza, Luria, Scuropasso, Versa, Coppa e Tidone che attraversa la zona considerata solo nella parte meridionale, per poi proseguire il suo percorso nella regione Emilia Romagna. Questi torrenti presentano lunghi tratti rettilinei nel loro basso corso dovuti sia ad interventi antropici di canalizzazione e rettifica degli alvei effettuati per contenere gli eventi di esondazione allo sbocco delle valli appenniniche, molto frequenti nel passato, sia per evitare l' impaludamento delle acque nelle zone più depresse della pianura.

7.4.2.2. Scenario ambientale

Delle tredici colture presenti, come prevalenti, nella zona dell' Oltrepo Pavese se ne sono scelte solo due per l' applicazione della metodologia del rischio: frumento e mais. Questo è dovuto al fatto che alcune delle colture individuate o, erano in generale poco rappresentative sul totale delle colture della zona (ad esempio il pomodoro, la patata, il pero, il girasole, il

pisello), o erano di difficile modellizzazione (ad esempio la vite e il riso) per il tipo di gestione o per il tipo di prodotti che in prevalenza su di essa si utilizzano. Tra quelle rimaste si sono scelte mais e frumento in quanto i dati relativi ai principi attivi e alle miscele utilizzati su queste colture erano disponibili: sia per i dati chimico-fisici sia per quelli tossicologici (per gli organismi non-target dell' ambiente acquatico). Inoltre i trattamenti di post-emergenza del frumento e di pre-emergenza del mais coincidono e cadono in una finestra compresa tra la metà di marzo e la metà di aprile, finestra in cui erano disponibili i dati meteorologici.

Sono state analizzate diverse combinazioni di 5 principi attivi, derivanti dalla valutazione dei formulati commerciali più diffusi per i trattamenti in pre-emergenza sul mais e post emergenza sul frumento

Lo scopo di tale valutazione consiste nel confronto tra il rischio connesso alle attuali combinazioni di trattamento e quello che si avrebbe applicando trattamenti alternativi o estendendo a tutto il territorio l' applicazione di una singola opzione.

7.4.2.3. Cartografia elaborata

Schematicamente le attività relative all' area di studio hanno previsto:

- Ricognizione delle colture presenti nell' area di studio al fine di individuarne la percentuale a livello comunale e quindi la costruzione di uno scenario colturale realistico
- Elaborazione di cartografia tematica relativa all' area di studio: modello digitale del terreno, caratteristiche del suolo e dati pedologici, dati meteorologici per avere dati di input del modello che tenessero in considerazione la variabilità spaziale.
- Raccolta dei dati di vendita e valutazione dei formulati commerciali più utilizzati
- Valutazione delle sostanze maggiormente significative per ogni coltura e creazione di scenari di utilizzo durante l' anno
- Scelta di scenari temporali significativi in termini di colture contemporaneamente trattate e intensità dei trattamenti
- Applicazione di modelli di distribuzione dei pesticidi nelle acque per ruscellamento per il calcolo delle masse perse.
- Valutazione (secondo la metodologia esposta nel precedente paragrafo) del rischio dovuto alle miscele considerando due step:
 - valutazione per singolo crop
 - valutazione complessiva per due crop

Lo scopo di tale valutazione consiste nel confronto tra il rischio connesso alle attuali combinazioni di trattamento e quello che si avrebbe applicando trattamenti alternativi o estendendo a tutto il territorio l' applicazione di una singola opzione.

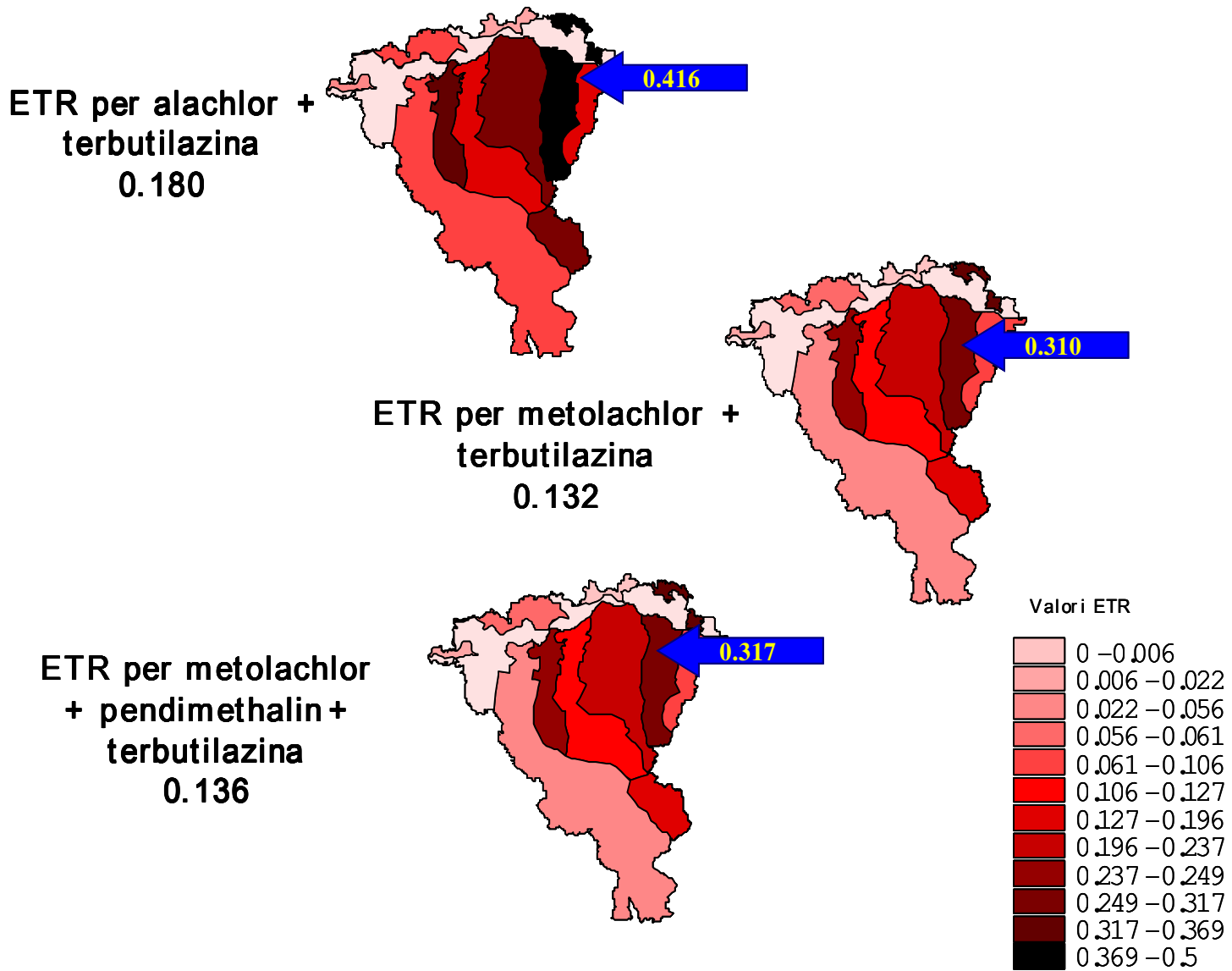
A titolo esemplificativo si riportano le carte relative ad ETR per le alghe e al Prsw-1 per le miscele (Fig. 7.6 e 7.7)

7.4.2.4. Valutazione dei risultati

L' applicazione della metodologia ha permesso di raggiungere i seguenti obiettivi:

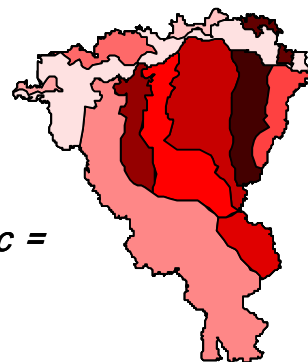
- evidenziare sul territorio quali zone necessitano di un' attenta gestione dell' impiego dei prodotti fitosanitari, perché più soggette al deterioramento qualitativo dei corsi d' acqua superficiali;
- effettuare delle comparazioni tra miscele di prodotti fitosanitari al fine di stabilire delle scale di priorità, costituite seguendo il criterio di tutela della qualità dei corsi d' acqua e di minore impatto sul sistema ambientale esposto;
- comparare tra loro l' impatto di colture diverse sul territorio evidenziando quali necessitano di una più attenta gestione per quanto riguarda l' uso di prodotti fitosanitari;
- identificare all' interno delle miscele le sostanze che maggiormente contribuiscono alla tossicità della miscela;
- evidenziare eventuali punti critici della procedura proposta.

Fig. 7.6 Confronto tra gli ETR alghe per tre alternative di trattamento su mais con indicazione dei valori asunti dal rapporto nel bacino più vulnerabile



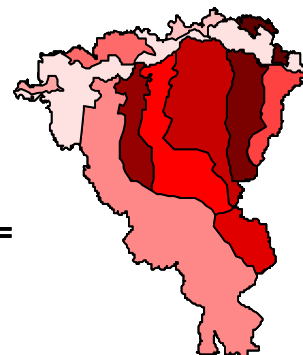
alachlor + terbutilazina

$$\text{ETR algae} * a + \text{ETR daphniae} * b + \text{ETR pesci} * c =$$



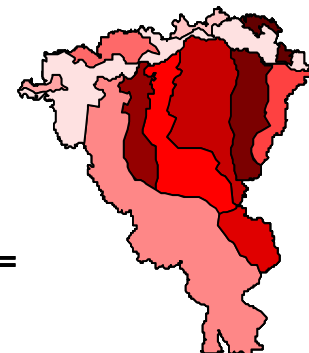
metolachlor + terbutilazina

$$\text{ETR algae} * a + \text{ETR daphniae} * b + \text{ETR pesci} * c =$$

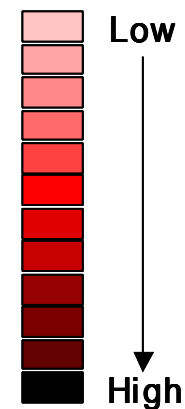


metolachlor + terbutilazina + pendimethalin

$$\text{ETR algae} * a + \text{ETR daphniae} * b + \text{ETR pesci} * c =$$



Indice di rischio



7.4.3. LA STIMA DEL RISCHIO A SCALA DI CAMPO: IL BACINO DEL FIUME

MEOLO

Nel Bacino del Fiume Meolo è stata svolta un attività per la calibrazione sperimentale di un modello di deriva per la previsione delle concentrazioni dei residui di prodotti fitosanitari in acque superficiali, adottando una risoluzione delle elaborazioni a scale di campo. Tale attività si inquadra in un progetto di ricerca più ampio che prevede, tra l' altro, la calibrazione di un modello di ruscellamento di acqua superficiale in seguito ad eventi piovosi con conseguente trasporto di contaminanti. In questa fase, dal punto di vista modellistico, è stato affrontato solo il fenomeno della deriva. Tuttavia, i risultati relativi alle analisi di monitoraggio saranno di fondamentale importanza anche per la calibrazione del modello di ruscellamento.

Il lavoro si è svolto in diverse fasi: periodicamente, nel 2003, da marzo ad ottobre, sono stati raccolti campioni d' acqua, in funzione del periodo di trattamento e in corrispondenza di eventi piovosi; questi, sono stati successivamente analizzati in laboratorio (con una tecnica gas-cromatografica unita a spettrometria di massa) per determinare il contenuto di alcuni principi attivi, selezionati come traccianti, sulla base delle loro proprietà chimico-fisiche e dei quantitativi utilizzati (Del Plato, 2004). In particolare, si è scelto di analizzare tre sostanze ad azione erbicida per il mais, il metolachlor, l'alachlor e la terbuthylazine e una sostanza insetticida, il fenitrothion, utilizzata sulla vite. I dati ottenuti sono serviti come punto di partenza per la calibrazione del modello utilizzato. Si sono realizzate carte georeferenziate che hanno permesso di valutare le relazioni esistenti tra i principi attivi, il fiume Meolo e i canali di scolo connessi allo stesso. È stato quindi applicato sul Bacino del fiume Meolo il modello sviluppato per il calcolo delle PECs da deriva. I risultati ottenuti sono stati confrontati con quelli relativi al monitoraggio nel periodo dei trattamenti fitosanitari in modo da verificare le capacità predittive del modello stesso.

7.4.3.1. Area di studio

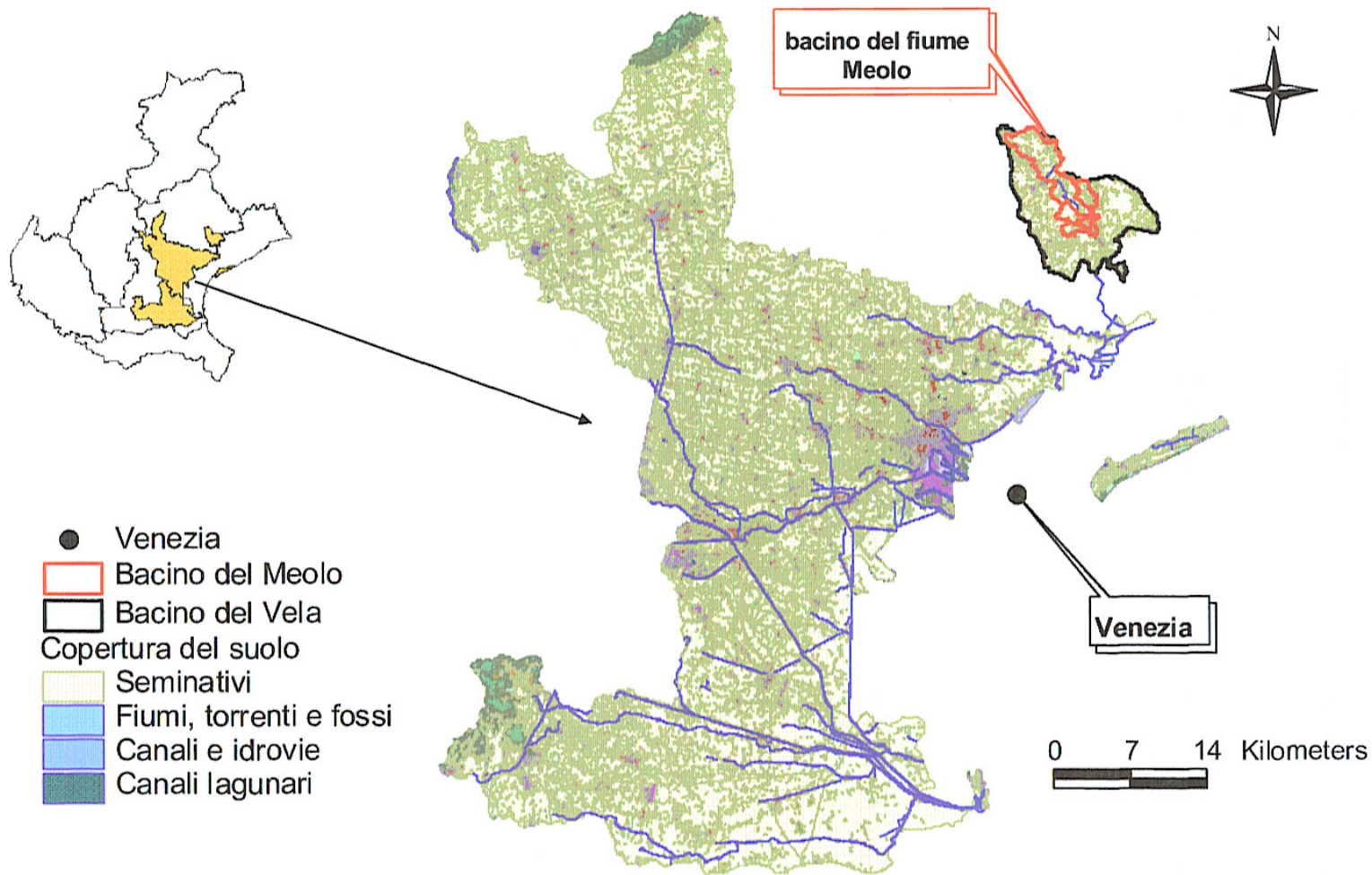
L' area di studio scelta è stata quella del bacino del Meolo (Treviso), compreso all' interno di quello Scolante della Laguna di Venezia.

Il Bacino scolante della Laguna di Venezia è uno dei contesti geografici più importanti della Regione Veneto e comprende al suo interno il Bacino del Meolo, sua appendice settentrionale, collegato alla laguna tramite il canale della Vela (Fig. 7.8).

Il Bacino Scolante copre una superficie di circa 185000 ha ed è suddiviso in una serie di bacini idrografici all' interno dei quali sono identificati numerosi sottobacini (Manella, 2004). Corsi d' acqua naturali, canali artificiali a deflusso controllato e una rete di collettori di drenaggio, gestita dai consorzi di bonifica della zona, formano la complessa rete idrografica. Questa permette alle acque meteoriche ed a quelle di risorgiva di giungere alla laguna.

Il bacino del fiume Meolo (Fig 7.9), oggetto dello studio, si estende su una superficie di 2878 ha (Fonte: Consorzio di bonifica Destra del Piave), coltivata per circa l' 82%, che ricade nei comuni di Breda di Piave, San Biagio di Callalta e Monastier di Treviso.

Fig. 7.8 Bacino scolante della Laguna di Venezia



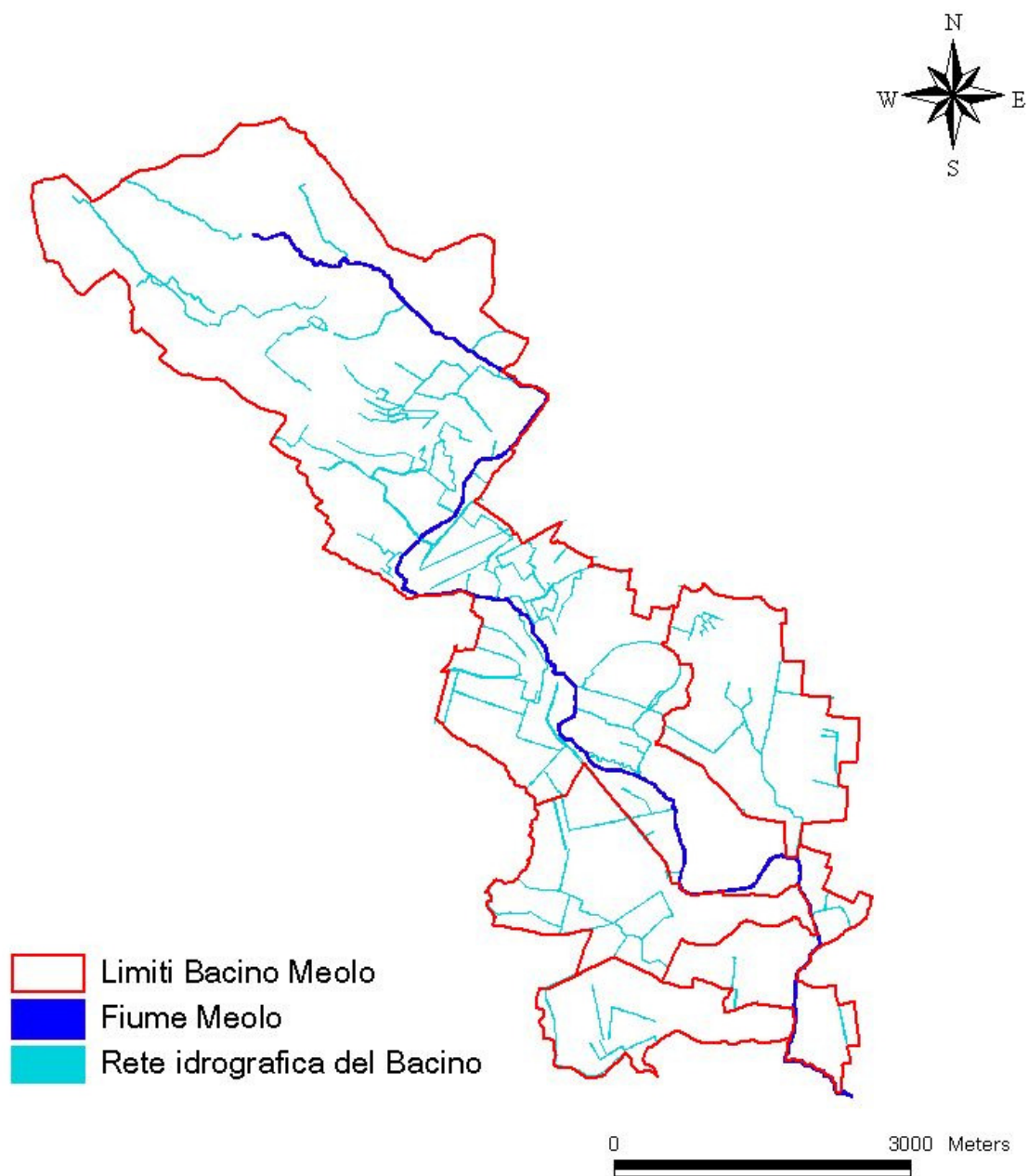


Fig 7.9 Rete idrografica del bacino del fiume Meolo

Le colture maggiormente praticate sono quelle cerealicole quali mais, frumento e orzo; ci sono anche colture industriali, come barbabietola e soia. La viticoltura riveste anch' essa un ruolo di gran rilevanza occupando circa il 20% della S.A.U (Giardini e Giupponi, 1998).

7.4.3.2. Scenario ambientale

Nell' area del bacino del Meolo sono presenti alcune aziende agricole di dimensioni medio-grande, mentre le altre sono a conduzione diretto-coltivatrice o a part-time e le dimensioni aziendali sono per lo più di modesta entità.

Le prime sono state oggetto di rilevamento diretto già nel 2002 e, pertanto, di queste, sono disponibili: le superfici, la ripartizione colturale, gli interventi chimici effettuati nel corso della campagna di indagine. Per la altre aziende, si è proceduto alla stima dei dati utilizzando come base di partenza:

- i dati ISTAT 2000: per ricavare la SAU;
- le pratiche PAC: per giungere alla sup. coltivabile.
- le stime 2001/02 dell' Ispettorato Regionale dell' Agricoltura, area " pianura di Treviso" : per la ripartizione colturale.

Coltura	Superficie totale (ha)	Superficie netta (ha)	% area del bacino
Mais	818	777	29
Soia	579	550	20
Vite	364	354	13
Bietola	90	85	3
Grano e orzo	85	81	3
Altro*	918		32
Totali	2.854	1.847	100

Tabella 7.12 Suddivisione delle superfici delle colture per l' anno 2003

In questo contesto, considerando le colture di mais e vite, sono stati confrontati i dati analitici con PECs da deriva per tre principi attivi

- Metolachlor.
- Terbutylazine.
- Fenitrothion.

I dati analitici si riferiscono a tre stazioni posizionate lungo il Fiume:

- Sorgente: scelta come punto di campionamento del bianco, quindi, delle acque non contaminate dai campi presenti nel Bacino
- Rovarè: scelto come punto intermedio nel corso del fiume

- Castelletto: scelto come punto di chiusura.

Queste tre stazioni sono dislocate in modo da comprendere l' intero bacino del Meolo e possono fornire informazioni dettagliate sulla presenza e concentrazione dei prodotti fitosanitari che vengono utilizzati nell' area (Fig. 7.10)

7.4.3.3. Cartografia elaborata

E' stato predisposta la cartografia relativa alle PEC da deriva per il bacino del Meolo adeguando la procedura illustrata nel paragrafo 6.2.2.1

Per stimare il contributo della deriva nella contaminazione delle acque a scala di bacino, la frazione di principio attivo persa (D%) è stata calcolata secondo lo schema:.

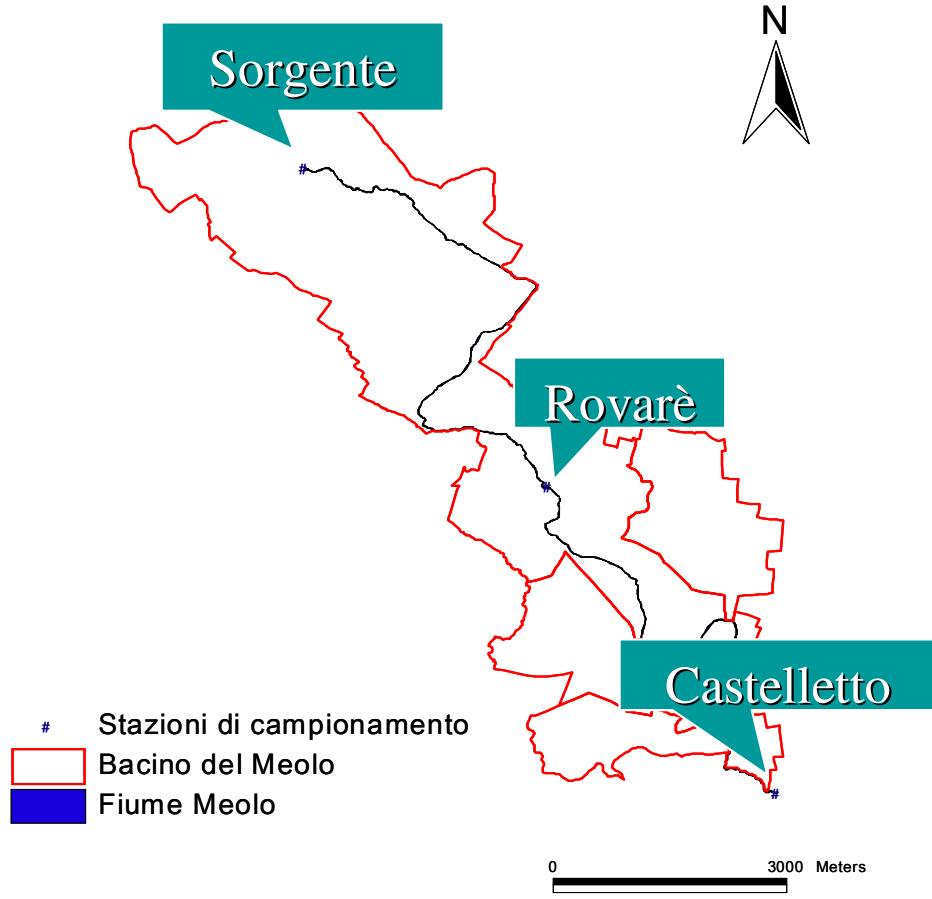
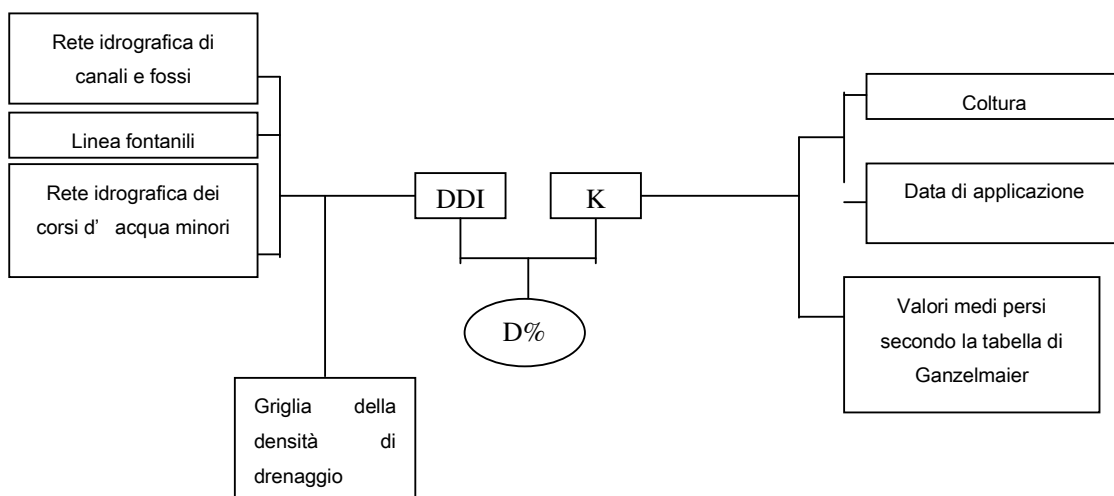


Figura 7.10 Punti di monitoraggio delle concentrazioni di prodotti fitosanitari nel fiume Meolo



Prima di giungere alla definizione dell' indice della densità di drenaggio, alla percentuale di principio attivo persa per deriva e infine alla PEC relativa ai fitofarmaci considerati, la procedura si è sviluppata attraverso una serie di passi intermedi:

- digitalizzazione dei canali presenti nel bacino del Meolo utilizzando il software *Arcview GIS 3.1*. Questo lavoro è stato realizzato sfruttando carte tecniche regionali CTR della zona;
- unione dei canali digitalizzati con il bacino e il fiume Meolo, utilizzando un' estensione del software in dotazione (*Geoprocessing*);
- georeferenziazione di quanto ottenuto nel precedente punto attraverso un' altra estensione di *Arcview GIS, Shape Warp 2.2*. In questo modo è stato possibile trasferire i risultati ottenuti utilizzando le carte CTR, riportate alle coordinate geografiche del fuso est, in un progetto confrontabile con le Ortofoto, riferite, invece, al fuso ovest. La regione è, infatti, in mezzo ai due fusi.
- Conversione in formato raster degli strati informativi vettoriali acquisiti durante la fase di digitalizzazione e fusione delle celle rasterizzate attraverso un' altra estensione e precisamente Grid Tools (Jenness Enterprises)

Rasterizzando l' area del Bacino, la massa persa per drift per ciascun pixel rasterizzato è stata calcolata utilizzando la formula:

$$\text{MPA (mg)} = \%D \cdot [\text{AR (mg/m}^2) \cdot \text{CD (m}^2)] / 100$$

dove:

MPA: massa del principio attivo persa per drift;

%D: percentuale di principio attivo persa per drift;

AR: rata d' applicazione;

CD: distribuzione della coltura.

Le PECs per ciascun principio attivo sono infine state calcolate nel seguente modo:

$$PEC (\mu\text{g/l}) = \text{MPAs (mg)} / Q (\text{m}^3/\text{s}) * 5 (\text{giorni}) * 86400 (\text{s/giorno})$$

dove:

- PEC: è la concentrazione ambientale presumibile (espressa in $\mu\text{g/l}$);
- MPAs: massa del principio attivo considerato per l' intero bacino o parte di esso (nel nostro caso tale massa è riferita alle tre stazioni: Sorgente, Rovarè e Castelletto);
- Q: portata del fiume (espressa in m^3/s);
- 86400: è un valore di conversione che permette di trasformare i m^3/s in m^3/giorno ;
- 5: la formula è stata corretta con questo valore che rappresenta i giorni lavorativi in cui potrebbe essere stato utilizzato il principio attivo. In generale, infatti, le aziende agricole hanno disperso i prodotti fitosanitari nello stesso periodo ma quasi sicuramente non nello stesso giorno.

7.4.3.4. Valutazione dei risultati

Le elaborazioni sono state effettuate per metolachlor e terbutylazine. Infatti, non è stato possibile realizzare alcun calcolo per il fenitrothion in quanto

- Non si disponeva di cartografia sull' effettiva posizione e distribuzione dei filari e delle coltivazioni di vite;
- Si sono avute informazioni limitate sul periodo di trattamento (ci sono state, per esempio, tecniche di pretrattamento).

Nella tabella seguente vengono presentate le PEC stimate e calcolate

Tab 7.13 PEC stimate e calcolate.

Luogo	Principio attivo	Quantità p.a. persa per deriva (mg)	Portata (mc/s)	PEC ($\mu\text{g/l}$)	Dati analitici ($\mu\text{g/l}$)	Rapporto tra PECs e dati analitici
Sorgente	Metolachlor	5724	1,5	0,009	0,003	3,00
	terbutylazine	4858	1,5	0,007	0,004	1,75
Rovarè	Metolachlor	60671	2	0,070	0,024	2,91
	terbutylazine	51492	2	0,060	0,032	1,88

Castelletto	Metolachlor	40218	2,5	0,037	0,013	2,85
	terbuthylazine	34134	2,5	0,032	0,022	1,45

Confrontando i valori sperimentali per i due principi attivi e quelli stimati (PEC), si nota che, in linea di massima, il modello predice nell' ambito di un rapporto non superiore a 3. In particolare, a livello delle tre stazioni, i dati stimati con il modello e quelli calcolati con le analisi di laboratorio sono molto simili e quasi coincidono. Ciò non toglie che le concentrazioni previste siano leggermente superiori a quelle calcolate, soprattutto per quanto riguarda il metolachlor.

I motivi che possono aver determinato queste leggere differenze sono da ricercare:

- nella stima dei carichi: il modello è stato applicato ipotizzando che
- tutti gli ettari di mais siano stati trattati con terbuthylazine e metolachlor
- che tale trattamento sia avvenuto utilizzando la stessa rata di applicazione. In realtà, ciò non è plausibile perché ogni azienda agricola avrà trattato i propri campi nei modi e nei tempi ad essa più congeniali; sarebbero, quindi, necessari ulteriori approfondimenti.
- nella disposizione dei campi rispetto al corso del fiume:
 - Sorgente: i campi di mais sono in prossimità del fiume; pertanto la concentrazione di principio attivo che viene dispersa vi finisce quasi immediatamente. In tal modo, è molto più facile prevedere concentrazioni con valori molto simili a quelli osservati. Quindi, si può ipotizzare che, in questo caso e, relativamente alla Sorgente, il modello preveda con un certo margine di sicurezza;
 - Rovarè e Castelletto: in queste due stazioni, invece, i campi sono lontani dal fiume ed i prodotti fitosanitari percorrono lunghi tragitti, spesso trasportati dai canali presenti nella zona, prima di arrivare al fiume Meolo. È probabile, quindi, che l' ambiente, in special modo i canali, interagisca con questi fitofarmaci e ne influenzi il loro destino ambientale.

Malgrado queste lievi incongruenze, dimostrate dal modello di deriva applicato, tuttavia, esso potrebbe essere utilizzato come “ caso peggiore” in quanto, in generale sovrastima le concentrazioni. È necessario, inoltre, una volta calibrato il modello procedere alla sua validazione.

Tali valori, siano essi sperimentali o previsto, risultano, quindi, utili nel caso di confronti con valori di PNEC per stimare il rischio reale e il rischio potenziale in caso di scenario peggiore.

7.5. CONSIDERAZIONI SULLE ELABORAZIONI

I risultati delle elaborazioni a diverse scale permettono di evidenziare potenzialità e limiti dell' approccio alla stima del rischio sito-specifico per l' ecosistema acquatico.

Senza dubbio la valutazione delle componenti territoriali nella stima del rischio necessita una notevole mole di dati. La loro acquisizione ed elaborazione è giustificata dalla possibilità di evidenziare aree particolarmente vulnerabili ai prodotti fitosanitari per:

- rilevante presenza di una singola coltura
- caratteristiche morfologiche (notevoli pendenze, etc)
- caratteristiche idrologiche (portate scarse, etc)
- presenza di habitat potenziali per specie sensibili

La metodologia consente inoltre di confrontare la compatibilità ambientale dei principi attivi e di stimare il rischio simulando scenari di trattamento mono o pluricoltura.

L' approccio alla stima del rischio per singola principio ha come scopo un confronto sulla compatibilità ambientale ipotizzando che in una determinata coltura venga applicato contemporaneamente quel principio attivo su tutta l' area interessata. Tale ipotesi mette in evidenza le aree vulnerabili a quel principio attivo.

L' analisi del rischio connesso alle miscele può fornire confronti più utili sul piano gestionale considerando i formulati commerciali, anche se, il risultato relativo alle miscele presenta comunque delle limitazioni intrinseche legate alla difficoltà di spazializzare il loro utilizzo.

La stima del rischio a scala di campo, sia per i costi di reperimento che per quelli di elaborazione dei dati, si presta ad una applicazione in aree di particolare sensibilità o pregio ambientale, per le quali sia necessario un particolare approfondimento della stima stessa.

8. METODOLOGIA INTEGRATA PER LA STIMA DEL RISCHIO ASSOCIATO ALL'USO DEI PRODOTTI FITOSANITARI PER ECOSISTEMI EPIGEI

In questo capitolo verrà affrontato lo sviluppo di una metodologia per l' analisi del rischio a livello territoriale associato all' uso dei prodotti fitosanitari per l' ecosistema terrestre epigeo.

Essa si basa su di una struttura a gradini che prevede la valutazione, in primo luogo, dell' esposizione ambientale ai fitofarmaci di organismi non-bersaglio, scelti come rappresentativi dell' ambiente terrestre epigeo; successivamente è prevista una fase di stima del pericolo e di quantificazione del rischio in maniera via via più specifica attraverso l' applicazione di un indice di rischio (PRIES-1, Finizio et al, 2001), per ogni principio attivo valutato e la sua implementazione in ambiente GIS. Questo permette di utilizzare informazioni specifiche del territorio su cui sono applicate queste sostanze, e quindi di realizzare uno strumento in grado di valutare il rischio ecotossicologico per l' ecosistema esposto in modo sito-specifico. La mappatura del rischio consente, di evidenziare le aree, le cui caratteristiche ambientali espongono gli organismi non bersaglio ad un elevato rischio derivante dall' utilizzo di fitofarmaci, e che pertanto necessitano di strategie di gestione del territorio e delle colture mirate al contenimento degli impatti. Come caso studio, per l' applicazione della metodologia proposta, è stato scelto il Parco Agricolo Sud Milano. In particolare il sistema è stato utilizzato per valutare il rischio per gli organismi non bersaglio con habitus terrestre epigeo di alcuni prodotti fitosanitari utilizzati nelle pratiche fitoiatriche sul mais in questo territorio.

8.1. DESCRIZIONE DELLA METODOLOGIA PER LA DETERMINAZIONE DEL RISCHIO ACUTO E A BREVE TERMINE

La metodologia generale per la stima del rischio potenziale acuto e a breve termine su base territoriale, associato all' uso dei prodotti fitosanitari per l' ecosistema terrestre epigeo, si può sinteticamente così articolare:

- Stima dell' esposizione al principio attivo degli organismi non bersaglio rappresentativi dell' ecosistema terrestre epigeo, presenti al momento dell' utilizzo del prodotto fitosanitario

- Calcolo dei rapporti Tossicità-Esposizione (TER) e dei quozienti di rischio (HQ: Hazard Quotient) per gli organismi non bersaglio dell' ecosistema terrestre epigeo
- Calcolo dell' indice PRIES-1 (Short-Term Pesticide Risk Index for the Epygean Soil System) per la valutazione del rischio previsionale per gli organismi non bersaglio con habitus epigeo, immediatamente dopo un trattamento fitoiatrico
- Elaborazione della carta del rischio potenziale a breve termine per gli organismi a habitus epigeo

La metodologia sviluppata stima il rischio potenziale associato all' impiego dei pesticidi per quattro tipologie di organismi non-bersaglio rappresentative dell' ecosistema terrestre epigeo esemplificato da api, artropodi utili, mammiferi ed uccelli (Finizio, 2000). Esso si riferisce ad una scala temporale breve, ovvero viene valutato il rischio nella fase immediatamente successiva ad un trattamento fitoiatrico.

La metodologia ha richiesto l' adozione di alcune assunzioni e, in particolare, nel processo per il calcolo dei livelli di esposizione (Finizio, 1997):

- la rata di applicazione (kg/ha) selezionata è quella massima utilizzabile, tra tutte quelle previste per il mais e per lo specifico principio attivo valutato;
- l' applicazione del fitofarmaco è unica e non subisce fenomeni di deriva, quindi il prodotto applicato arriva tutto al suolo.

Tali scelte consentono di delineare una situazione di caso peggiore (worst case).

Il primo passo consiste nella valutazione dei livelli di esposizione subito dopo un trattamento termine in relazione al territorio. I dati in ingresso per questa stima sono:

- le caratteristiche chimico-fisiche del principio attivo valutato;
- le caratteristiche del territorio;
- le caratteristiche dell' ecosistema con il quale le sostanze vengono in contatto e interagiscono.

Come di seguito evidenziato, il calcolo dell' esposizione ha seguito procedure differenti in funzione dei diversi organismi considerati. Infatti, mentre per le api e gli artropodi, la stima dell' esposizione è rappresentata direttamente dalla rata di applicazione (EPPO 1994), per i mammiferi e gli uccelli il calcolo è molto più complesso.

Per tali organismi, infatti, l' esposizione ai fitofarmaci si realizza attraverso diverse vie (ingestione, inalazione e contatto). Nella maggior parte dei casi, però, il rischio per mammiferi e uccelli deriva fondamentalmente dall' ingestione (US EPA, 1999). La necessità di dover considerare nell' analisi del rischio le altre vie di esposizione è, infatti, rara (EPPO, 2003); questo è il motivo per cui si è scelto di tener conto solo di questa via di esposizione.

Nel presente lavoro, quindi, sono state sviluppate procedure apposite per la stima dell' esposizione di mammiferi e uccelli derivante dal consumo volontario di cibo contaminato (nel caso in cui la sostanza sia stata utilizzata come formulato spray) e

dall' ingestione accidentale di granuli di fitofarmaco (nel caso in cui la sostanza sia stata utilizzata come formulato granulare).

In questo modo è possibile calcolare due differenti dosi giornaliere di pesticida ingerite dall' animale: per la modalità spray viene calcolata il cosiddetto DDD (EPPO, 2003), mentre per la modalità granulare viene calcolato il TDI (Total Daily Intake) .

8.2. LA STIMA DELL' ESPOSIZIONE

8.2.1. STIMA DELL' ESPOSIZIONE PER API E ARTROPODI UTILI

Le api appartengono al gruppo tassonomico degli artropodi, ma sono trattate separatamente a causa della loro importanza economica e della differente rete trofica che le contraddistingue.

La valutazione dell' esposizione ambientale al principio attivo per questi organismi non prevede la determinazione di un tradizionale TDI (Total Daily Intake). L' esposizione è invece rappresentata direttamente dalla Rata di Applicazione (R.A.) espressa in g/ha.

Per quanto riguarda gli artropodi utili essi sono una categoria di organismi non dannosi per le colture agricole e svolgono una funzione predatoria nei confronti degli insetti infestanti.

Per l' artropodofauna utile, la stima dell' esposizione corrisponde alla Rata Massima di Applicazione (RMA) del fitofarmaco al suolo, espressa in g/ha.

8.2.2. STIMA DELL' ESPOSIZIONE PER MAMMIFERI E UCCELLI

L' obiettivo della valutazione dell' esposizione degli uccelli in un' analisi di rischio per i fitofarmaci è la determinazione della dose totale di pesticida assunta giornalmente da questi organismi TDI (Total Daily Intake), espresso in mg di pesticida per kg di peso corporeo al giorno (mg/kgbw· d).

Per la stima dell' esposizione, il primo passaggio prevede l' individuazione delle maggiori vie attraverso le quali gli uccelli possono entrare in contatto con i pesticidi.

Un modello concettuale che riassume le differenti modalità di esposizione è rappresentato dal seguente schema, nel quale il diverso spessore delle frecce indica la relativa importanza delle diverse vie (US EPA, 1999).

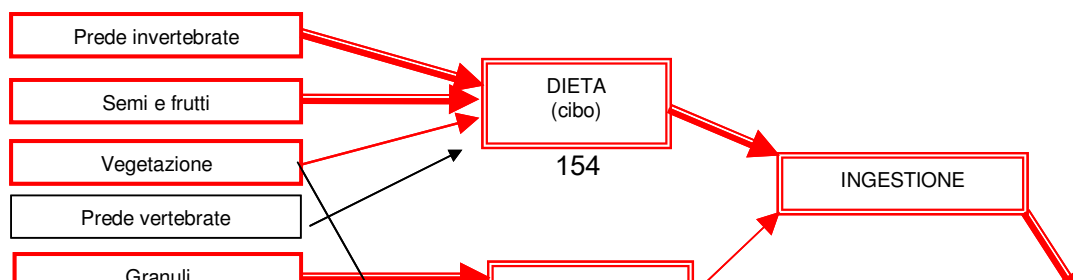


Fig 8.1 Modello concettuale delle vie di esposizione per l' avifauna

La Fig. 8.1 riporta il suddetto schema, che evidenzia le più importanti modalità di esposizione per gli uccelli, che sono:

- Ingestione di pesticida: si realizza attraverso il consumo di cibo, acqua, suolo contaminati o attraverso la diretta introduzione di fitofarmaco sottoforma di granuli.
- Contatto Dermico: è rappresentato dall' assorbimento diretto del pesticida attraverso la pelle, quando l' animale viene in contatto con le particelle spray di fitofarmaco o con componenti biotiche e abiotiche contaminate dell' habitat.
- Inalazione: si realizza nel momento in cui l' animale respira aria contaminata da particelle o goccioline di fitofarmaci e rappresenta l' ultima via di esposizione.

Nella maggior parte dei casi, il rischio per gli uccelli deriva dall' esposizione attraverso l' ingestione (US EPA, 1999).

La necessità di dover considerare nella valutazione le altre vie di esposizione è rara (EPPO, 2003); questo è il motivo per cui nel presente lavoro è stato sviluppato un metodo per la valutazione dell' esposizione solo attraverso il consumo di cibo contaminato e l' ingestione di granuli di fitofarmaco.

Il TDI granulare rappresenta la dose unica giornaliera di principio attivo assunta da un mammifero o da un uccello, quando il fitofarmaco è applicato sottoforma granulare (granuli, microgranuli).

Questa assunzione avviene attraverso l' ingestione diretta dei granuli, che rappresenta la via primaria attraverso la quale gli uccelli vengono a contatto con i pesticidi granulari (U.S. EPA 1992, Best and Fisher 1992).

I granuli di fitofarmaco possono essere ingeriti accidentalmente durante l' approvvigionamento di cibo su un terreno trattato, oppure possono essere assunti intenzionalmente dall' uccello che li scambia per cibo o per .

Un ulteriore possibile utilizzo dei pesticidi è rappresentato dall' impiego delle trappole. Queste non sono considerate nella procedura, perché sono essenzialmente rivolte all' utilizzo di rodenticidi, sostanze non valutate nel presente lavoro.

Distinguendo tra modalità spray, trattamento sui semi, modalità granulare suddivisa in base al tipo di ingestione di granuli, la procedura sviluppata nel presente lavoro si dirama in parti distinte che portano rispettivamente alla determinazione di dosi giornaliere di pesticida differenti:

- modalità spray e trattamento semi:
 - calcolo del DDD (Daily dietary dose) (UE, 2001; EPPO, 2003);
- modalità granulare:
 - nel caso di ingestione accidentale: calcolo del DDS (Daily Dry Soil Dose) (EPPO, 2003).
 - nel caso di ingestione intenzionale sostitutiva del cibo: calcolo del DDD (EPPO, 2003).
 - nel caso di ingestione intenzionale sostitutiva dei grit: calcolo del DGD (Daily Granule Dose) (EPPO, 2003).

Nel caso di applicazione granulare o trattamento sui semi, la procedura prevede una prima valutazione preventiva dell' impatto dato dall' ingestione di un singolo seme/granulo.

Viene così determinata la quantità di sostanza attiva per kg di peso corporeo che l' uccello ingerisce quando mangia un seme/granulo, rappresentata da OGD (one granule dose) o OSD (one seed dose).

Questo parametro è dato dalla seguente procedura che si basa su un valore di shortcut determinato in base al peso dell' uccello, come dalla tabella 8.1.

TAGLIA	DIMENSIONI SEME/GRANULO	DEL	PESO CORPOREO (g)	SHORTCUT VALUE (n°di semi/granuli consumati per kg di peso corporeo)
Piccola	Piccoli semi e piccoli granuli (< 3.5 mm)		25	40
Grande	Semi grandi e granuli grandi (>□3.5 mm)		300	3.3

Tab. 8.1 Short-cut values per 'one seed and one granule criterion'

$$OSD = \text{shortcutvalue} * S_{\text{loading}}$$

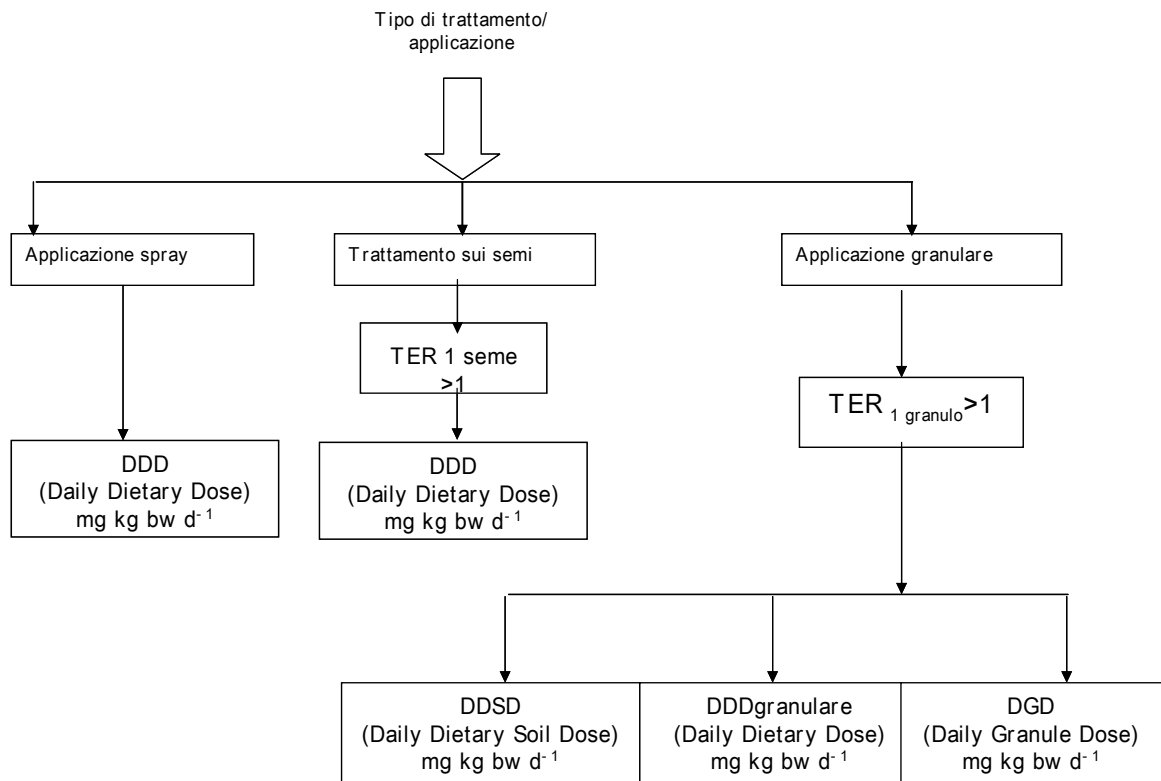
dove S_{loading} = ammontare di sostanza attiva in un seme

$$OGD = \text{shortcutvalue} * G_{\text{loading}}$$

dove G_{loading} = ammontare di sostanza attiva in un granulo

Viene così determinato il $TER_{1\text{seed or 1 granule}}$.

Nel caso questo valore fosse >1 allora l' applicazione di tale fitofarmaco è da considerarsi potenzialmente ad alto rischio per gli uccelli. Procedendo con la metodologia di calcolo si dovrebbero enfatizzare i caratteri di potenziale alto rischio.



Per un dettaglio relativo alle procedure di calcolo inserite nel software e aggiornate rispetto alle linee guida EPPO si rimanda a (Cavalli, 2004)

8.3. STIMA DEL PERICOLO PER GLI ORGANISMI NON BERSAGLIO

Per stimare il pericolo, l' esposizione, viene successivamente confrontata con i dati relativi agli effetti tossici espliciti dai fitofarmaci sugli organismi non-bersaglio dell' ecosistema terrestre epigeo: le api, gli artropodi utili, gli uccelli e i mammiferi. L' effetto tossicologico considerato è quello acuto, a breve termine, rappresentato rispettivamente da:

- LD50api (lethal dose): dose che determina l' effetto letale sul 50% della popolazione di api;
- R.A. effetto artropodi utili: rata di applicazione che determina una percentuale di effetto del 30% (percentuale di inibizione) sulla popolazione di artropodi utili (Finizio, 1998);
- LD50uccelli: dose che determina l' effetto letale sul 50% della popolazione di uccelli;
- LD50mammiferi: dose che determina l' effetto letale sul 50% della popolazione di mammiferi.

La scelta di utilizzare un parametro differente per gli artropodi utili è motivata dal fatto che in letteratura non sono disponibili i dati di tossicità espressi in termini di LD50. Pertanto è stata valutata la riduzione (30% come limite di rischio) dello specifico endpoint tossicologico considerato nel saggio su diversi gruppi tassonomici (es. capacità di parassitizzazione, dinamica di popolazione ecc.).

Il confronto tra valori di tossicità e valori di esposizione consente di calcolare i rapporti tossicità-esposizione del fitofarmaco per ogni classe di organismi. I rapporti sono riclassificati e, mediante l' attribuzione di pesi e punteggi, concorrono a definire un indice di rischio a breve termine per l' ecosistema terrestre epigeo. L' Indice di Rischio per l' Ambiente Epigeo a breve termine (PRIES-1) consente così di stimare il rischio previsionale per gli organismi non-target con habitat terrestre epigeo, subito dopo un trattamento fitoiatrico. L' indice di rischio è riportato nella tabella 4.

La gestione e l' applicazione della procedura si basano sull' utilizzo dei sistemi GIS in quanto sono in grado di unire nel calcolo contemporaneamente sia le caratteristiche del fitofarmaco sia le caratteristiche del territorio sul quale il prodotto è applicato, differenziando i valori dei parametri nello spazio. In questo modo, è possibile realizzare uno strumento che sia in grado di valutare il rischio ecotossicologico dell' ecosistema esposto in relazione al territorio su cui questo si esplica.

Acquisendo ed elaborando la mappa di distribuzione spaziale delle specie animali non-bersaglio con habitus terrestre effettivamente presenti nel territorio in esame e integrando tale informazione all' interno della procedura implementata è possibile determinare, infine, il rischio realistico per l' ecosistema terrestre epigeo.

Attenendosi alle linee guida EPPO gli indici TERs sono calcolati considerando due diversi scenari: il “ reasonable worst case” (RWC) e il “ most likely case” (MLC) scenario.:

- RWC (reasonable-worst-case) : intende rappresentare una situazione di caso peggiore, ma comunque nell' ambito della reale possibilità. Questo prevede assunzioni quali: il valore di tossicità è stimato al 5th percentile, l' organismo ottiene tutto il cibo/grit dall' area trattata, non c' è avoidance al cibo o granuli trattati, la dieta dell' organismo è rappresentata dalla tipologia di cibo con il più alto residuo di principio attivo, la concentrazione del fitofarmaco nel cibo e la percentuale di grit/soil nella dieta sono stimati al 90th percentile.
- MLC (most likely case): intende rappresentare una situazione ambientale “ media” ; la tossicità è stimata come media geometrica dell' end-point disponibile (sensibilità media), l' organismo ottiene solo una parte del cibo o dei grit dall' area trattata, c' è possibilità di avoidance al cibo o granuli trattati, la dieta dell' organismo può essere rappresentata da più tipologie di cibo con diversi residui di principio attivo, la concentrazione del fitofarmaco nel cibo e la percentuale di grit/soil nella dieta sono stimati al 50th percentile.

Le assunzioni caratteristiche dell' RWC sono più conservative dell' MLC. La finalità di usare questi due scenari è quella di classificare il rischio in tre categorie: rischio “ alto” (effetti nocivi attesi per una porzione significativa della comunità per cui è necessario introdurre tecniche di riduzione del rischio e di ridefinizione dei parametri di valutazione), rischio “ basso” (effetti negativi attesi solo per una piccola porzione della comunità e in condizioni altamente sfavorevoli di worst case), rischio “ incerto” (indica la necessità di ridefinire i parametri di valutazione per determinare l' effettivo impatto sugli organismi). Se piccoli impatti sono attesi nell' RWC ($TER \leq 1$) allora il rischio è basso; se invece impatti più consistenti sono riscontrati sia nell' RWC ($TER > 1$) che nell' MLC ($TER \geq 1$) allora il rischio è alto. Se infine impatti negativi sono riscontrati nell' RWC ($TER > 1$), ma non nell' MLC ($TER < 1$), allora il rischio è definito incerto.

8.4. RISCHIO POTENZIALE E RISCHIO REALISTICO

Il confronto tra i rapporti tossicità/esposizione dei principi attivi per l' avifauna e le distribuzioni spaziali potenziali (derivanti da analisi paesaggistiche funzionali alla stima della vocazionalità) e reali (derivanti da dati di monitoraggio) degli uccelli nell' area di studio consente di individuare le aree in cui il pericolo potenziale associato all' uso dei principi attivi si trasforma in rischio realistico specifico per le specie in analisi.

8.5. SVILUPPO DI UN SOFTWARE PER LA STIMA DEL PERICOLO DELLA FAUNA AVICOLA AI PRODOTTI FITOSANITARI

Vista la complessità delle procedure di calcolo dell' esposizione per l' ecosistema epigeo è stato realizzato un software in grado di automatizzare le procedure di calcolo determinanti l' esposizione acuta e a breve termine della fauna avicola ai prodotti fitosanitari.

Il programma, realizzato con " Microsoft Access" di Office 2002, permette all' utente, grazie ad un' interfaccia intuitiva e di facile compilazione, di seguire un percorso guidato di valutazione passo dopo passo. Nelle varie maschere del programma si richiedono dati relativi alle caratteristiche dell' organismo, del fitofarmaco considerato e del territorio, che vengono poi salvati in apposite tabelle di lavoro. Tramite un codice Visual Basic sono state definite le procedure di calcolo specifiche, discriminando sulla base della modalità di applicazione del fitofarmaco (applicazione spray, granulare o trattamento sui semi). Integrando i dati inseriti dall' utente con dati presi dalla letteratura già caricati nel programma, le procedure restituiscono immediatamente l' indice TER relativo.

Nel caso di mancanza di dati specifici sull' organismo considerato è a disposizione dell' utente una procedura di " shortcut" che, attenendosi ai più aggiornati studi, propone valori medi di default calcolati sulle specie sensibili al trattamento in questione.

Funzione altrettanto interessante del programma è la gestione di un archivio che, aggiornato dopo ogni nuovo calcolo, raccoglie svariate combinazioni organismo-fitofarmaco e TERs associati.

La metodologia adottata per il calcolo dell' esposizione, intesa come la quantità di sostanza introdotta dall' organismo in un giorno, e dell' indice di rischio relativo è conforme alle procedure standard di calcolo definite dall' EPPO (EPPO, 2003).

Gli indici di pericolo potenziale TERs si basano su:

- Identificazione delle specie sensibili indicatrici
- Effetti tossicologici considerati su due scale temporali diverse:
 - acuta: misure di tossicità espresse dall' LD50 ottenuto da test orali acuti.
 - breve termine: misure di tossicità espresse dall' LC50 ottenuto da test sulla dieta a cinque giorni.

La valutazione per due diversi scenari permette di classificare il rischio in tre categorie: rischio “ alto” (effetti nocivi attesi per una porzione significativa della comunità per cui è necessario introdurre tecniche di riduzione del rischio e di ridefinizione dei parametri di valutazione), rischio “ basso” (effetti negativi attesi solo per una piccola porzione sensibile della comunità e in condizioni altamente sfavorevoli di worst case), rischio “ incerto” (indica la necessità di ridefinire i parametri di valutazione per determinare l' effettivo impatto sugli organismi)

8.6. CASO APPLICATIVO : PARCO AGRICOLO SUD MILANO

8.6.1. AREA DI STUDIO E SCENARIO AMBIENTALE

Il Parco Agricolo Sud Milano è un parco regionale di cintura metropolitana a vocazione agro-silvo-colturale. L' area, gestita dalla Provincia di Milano, ha una superficie di 46.300 ha che interessa il territorio di 61 comuni (compreso Milano) posti a ovest, a sud e ad est del capoluogo lombardo.

Il paesaggio del parco presenta le caratteristiche tipiche della pianura irrigua milanese, intensamente coltivata ed interessata da numerose opere di sistemazione agraria tra cui anche siepi e filari, che per altro si inseriscono perfettamente all' interno del paesaggio. Sono invece rari i boschi, ridotti a causa delle esigenze dell' agricoltura intensiva odierna. (circa il 94% della superficie del parco). Dal punto di vista della ripartizione colturale, la coltura prevalente si è rivelata essere il mais (PAC, 2000). Essa infatti con i circa 17 ha di estensione rappresenta il 38 % dell' intero territorio agricolo.

Indipendentemente dal tipo di produzione (mais da granella, foraggio etc), la coltura è praticamente soggetta agli stessi trattamenti fitoiatrici e si presta ad essere coltivata con frequenza sullo stesso appezzamento, fino al caso estremo della monosuccessione.

In tal modo il diserbo e la geodisinfestazione rivestono un ruolo di importanza decisiva (Giardini, 1989) e, poiché il mais necessita uno sviluppo in terreno libero da infestanti e artropodi nocivi fin dai primissimi stadi, le applicazioni preventive con erbicidi ad azione residuale (pre-emergenza) o con geodisinfestanti sono da considerarsi quelle più adottate. Gli erbicidi e gli insetticidi registrati sul mais, e utilizzabili in rapporto al momento di impiego

(pre o post-emergenza) e al tipo di infestazione, sono numerosissimi. L'interesse si è incentrato pertanto solo su una serie di principi attivi che risultano essere tra quelli più utilizzati in Lombardia per la coltura del mais (ANPA, 2000). Nella tabella 8.2 sono riportate alcune informazioni sulle sostanze selezionate per le simulazioni (modalità di uso, rata di applicazione, periodo di trattamento).

<u>Classe</u>	<u>Principio Attivo</u>	<u>Rata di applicazione massima (kg/ha)</u>	<u>Periodo di trattamento</u>
<u>ERBICIDI</u> PRE- <u>EMERGENZA</u>	<u>Alachlor</u>	<u>3,768</u>	<u>15 Marzo/ 20 Aprile</u>
	<u>Pendimethalin</u>	<u>4,702</u>	<u>15 Marzo/ 20 Aprile</u>
<u>ERBICIDI</u> POST- <u>EMERGENZA</u>	<u>Dicamba</u>	<u>0,366</u>	<u>15 Maggio/ Giugno</u>
<u>INSETTICIDI</u>	<u>Chlorpyrifos</u>	<u>6,400 Granulare</u> <u>0.950 Spray</u>	<u>15 Marzo/ 20 Aprile</u>

Tab 8.2 – Elenco dei principi attivi maggiormente utilizzati per la coltura del mais

8.6.2. CARTOGRAFIA ELABORATA

La metodologia sviluppata ha richiesto la raccolta, l'organizzazione e l'elaborazione delle seguenti tipologie di dati: geodati riguardanti il Parco Agricolo Sud Milano, dati riguardanti i fitofarmaci in esame e dati relativi agli organismi non-bersaglio dell'ambiente epigeo.

Geodati riguardanti il Parco Agricolo Sud Milano

I dati territoriali consentono di caratterizzare il sistema ambientale in cui la sostanza si muove e interagisce e pertanto contribuiscono a definire lo scenario di applicazione della procedura sviluppata. Sono stati acquisiti dati vettoriali e raster con sistema di coordinate Gauss-Boaga; per l'ambiente raster si è optato per una dimensione del pixel di 20 x 20 m. I materiali processati sono stati 35 ortofoto relative all'area del Parco Agricolo Sud Milano, l'uso suolo e la pedologia.

Seguendo un apposito protocollo di digitalizzazione delle ortofoto in ambiente vettoriale, sono state prodotte la carta di distribuzione dei filari e delle aree boschive e la carta di distribuzione delle aree urbane.

L'elaborazione delle informazioni riguardanti l'uso del suolo (Dati PAC, 2000) su base catastale ha permesso di produrre la carta di distribuzione del mais sul Parco Agricolo Sud Milano su base comunale.

Lo strato informativo pedologia ha permesso di produrre una mappa della percentuale di sabbia contenuta nei suoli del Parco.

Gli ultimi dati territoriali utilizzati sono rappresentati dalla carta dei confini del Parco Agricolo Sud Milano in formato vettoriale, necessaria per l' individuazione dell' area di studio e dalla carta dei comuni presenti totalmente o parzialmente nei confini del Parco medesimo.

Dati riguardanti i fitofarmaci in esame

In funzione della tipologia di coltura, sono state raccolte le informazioni riguardanti i trattamenti fitoiatrici effettuati su di esse. In particolare sono state individuate le seguenti informazioni e riorganizzate in un database:

Principio Attivo: campo alfanumerico indicante il nome del principio attivo utilizzato nei trattamenti fitoiatrici sulla coltura prescelta.

Rata massima di applicazione: quantità massima di principio attivo utilizzata per la coltura selezionata, espressa in kg/ha.

Periodo di trattamento: intervallo di tempo nel quale può essere effettuato il trattamento fitoiatrico per ciascuna coltura.

Dati di tossicità: tossicità acuta del principio attivo per api, uccelli e mammiferi.

Modalità di applicazione: l' applicazione del fitofarmaco alla coltura può essere di tipo spray oppure di tipo granulare in funzione della tipologia di formulato.

Dati degli Organismi Non-Bersaglio dell' ambiente Epigeo

Le caratteristiche degli organismi non-bersaglio, presenti nel territorio in esame al momento dei trattamenti fitoiatrici sul mais (aprile – maggio), sono informazioni essenziali per l' applicazione della metodologia sviluppata.

In particolare, è stato necessario raccogliere i dati riguardanti due categorie rappresentative dell' ambiente epigeo presenti nel Parco Agricolo Sud durante il periodo dei trattamenti fitosanitari: dati sui mammiferi e dati sugli uccelli.

La metodologia è stata applicata a 10 specie di mammiferi, a 6 specie di uccelli oltre che agli artropodi utili e alle api. Per ciascuna specie sono state archiviate in appositi database le caratteristiche richieste dalla procedura per valutare l' esposizione di questi animali ai fitofarmaci, ovvero: il peso corporeo, la composizione della dieta e l' habitat di alimentazione.

Per l' avifauna sono state considerate solo le specie nidificanti e non quelle svernanti, poiché queste ultime non sono presenti nella regione di studio durante i trattamenti fitosanitari effettuati sul mais.

Dall' analisi sono stati appositamente esclusi i mammiferi carnivori e i chiroterti a causa dell' impossibilità di calcolare correttamente l' esposizione per questi animali.

Elaborazione, analisi e presentazione dei risultati

L' applicazione della metodologia sviluppata ha permesso di stimare e mappare il rischio potenziale su base territoriale per l' ecosistema terrestre epigeo associato all' uso di quattro principi attivi utilizzati nei trattamenti fitoiatrici sul mais: alachlor, pendimethalin, dicamba e chlorpyrifos con modalità di applicazione spray. Per l' applicazione granulare è stato valutato solamente il chlorpyrifos e l' elaborazione si è limitata agli uccelli a causa di quanto detto in precedenza.

Per i principi attivi con applicazione spray sono stati elaborati i seguenti dati e le relative mappe:

- valori di esposizione e dei rapporti tossicità/esposizione riferiti alle 10 specie di mammiferi e alle 6 specie di uccelli valutate;
- valori relativi all' esposizione delle api e ai rapporti di tossicità-esposizione per questa classe di organismi;
- valori relativi all' esposizione degli artropodi utili;
- valori dell' indice di rischio a breve termine PRIES-1.

Per il principio attivo impiegato sottoforma granulare, sono stati elaborati i dati e le relative mappe riguardanti i valori di esposizione al fitofarmaco somministrato sottoforma granulare e dei rapporti tossicità/esposizione riferiti alle 6 specie di uccelli valutate.

L' applicazione della metodologia per il calcolo del rischio potenziale su base territoriale per l' ecosistema terrestre ha permesso di ottenere specifici risultati, di seguito riportati, in funzione delle caratteristiche dello scenario di applicazione.

Una seconda elaborazione è consistita nella sovrapposizione delle carte di rischio potenziale con mappe relative alla presenza di specie non bersaglio, in modo da ottenere carte del rischio realistico.

Per l' analisi di dettaglio dei risultati si rimanda a Corradini, 2002, Verro et al,2004.

La metodologia, integrando analisi paesaggistiche legate alla distribuzione di siepi e filari, è stata applicata anche a scala di campo nel Bacino del Fiume Meolo (Manella 2004).

A titolo esemplificativo si riporta la carta del rischio (Fig 8.1) derivante dal confronto tra TER per il chlorpyfos e la distribuzione del colombaccio nel territorio del Parco Sud Milano.

8.6.3. VALUTAZIONE DEI RISULTATI

Il confronto tra i rapporti tossicità/esposizione dei principi attivi per l' avifauna e le distribuzioni spaziali degli uccelli rilevati consente di individuare le aree in cui il pericolo potenziale associato all' uso dei principi attivi si trasforma in rischio realistico specifico per le specie in analisi. Quindi, l' effettiva presenza degli organismi non-bersaglio sul territorio permette di concretizzare il pericolo, che diventa rischio.

I risultati dell' applicazione della metodologia hanno permesso di effettuare questo confronto per diverse specie avicole.

Dalle elaborazioni svolte nei diversi contesti territoriali è emerso che le situazioni di maggior pericolo sono connesse all' utilizzo di insetticidi in modalità spray.

In termini generali, questo tipo di confronto consente di individuare le zone che necessitano specifici interventi per la protezione degli organismi in uno stato di pericolo, ovvero di identificare quelle aree che presentano una elevata abbondanza della specie associata una elevato valore di indice pericolosità del principio attivo.

Lo sviluppo della metodologia prevede di introdurre ulteriori analisi paesaggistiche che permettano di stimare il rischio di perdita di biodiversità, quindi forniscano stime integrando il ruolo ecologico dei diversi taxa presenti.

9. METODOLOGIA INTEGRATA PER LA STIMA DEL RISCHIO ASSOCIATO ALL'USO DEI PRODOTTI FITOSANITARI PER ECOSISTEMI IPOGEI

9.1. INTRODUZIONE

La procedura per la stima del rischio derivante dall' utilizzo di prodotti fitosanitari per l' ecosistema terrestre ipogeo ha previsto la messa a punto di una metodologia per la determinazione di tre indici di rischio per l' ambiente ipogeo:

- Indice di rischio a breve termine, riferito ad un singolo principio attivo;
- Indice di rischio a lungo termine, riferito ad un singolo principio attivo;
- Indice di rischio complessivo a breve termine, riferito a tutti i principi attivi utilizzati in un medesimo periodo di trattamento su tutte le colture presenti sul territorio.

Grazie all' utilizzo dei GIS, ad ognuno di questi indici è associata una cartografia del rischio sul territorio.

9.2. INDICE DI RISCHIO A BREVE TERMINE

9.2.1. DEFINIZIONE DELLO SCENARIO AMBIENTALE

Questo indice di rischio si riferisce agli effetti su organismi non target con habitus ipogeo che si producono successivamente al trattamento fitoiatrico effettuato per la protezione di una qualunque coltura agraria.

E' quindi una valutazione del rischio su scala temporale breve, immediatamente successiva al trattamento.

Per la costruzione di questo indice viene ipotizzato il seguente scenario, costruito in un' ottica di " caso peggiore" (Finizio, 1997):

Si considera la massima rata di applicazione per il principio attivo studiato tra quelle consigliate in letteratura, per la coltura in questione;

Si ipotizza che l' applicazione non subisca fenomeni di deriva (drift) o ruscellamento (runoff) e che quindi l' intera rata di principio attivo arrivi sul suolo e qui rimanga;

Si assume che il prodotto si distribuisca uniformemente nei primi 5 cm di suolo.

9.2.2. ESPOSIZIONE

L' esposizione viene valutata attraverso la stima delle PEC nei primi 5 cm di suolo.

CONCLUSIONI

Tenendo presenti le condizioni al contorno descritte nella definizione dello scenario ambientale, la PEC viene calcolata come segue:

$$PEC = DMA / (500 \cdot DA)$$

Dove:

PEC: concentrazione ambientale presumibile (mg p.a./ kg suolo)

DMA: dose massima di applicazione del principio attivo per la coltura presa in considerazione (g/ha)

DA: densità apparente del suolo (espresso in g/cm³).

500: 10.000 m² * 5 cm = 500.000.000 cm³. Moltiplicando questo valore per la densità apparente del suolo (DA) si ottiene il peso del terreno presente nei primi 5 cm di un ettaro di suolo espresso in grammi. In questo modo il rapporto ha dimensioni g p.a./ g di suolo. Essendo la PEC espressa in mg/kg bisogna applicare un fattore di correzione pari a 1.000.000.

9.2.3. CARATTERIZZAZIONE DEGLI EFFETTI

Come già detto la valutazione degli effetti di un composto chimico avvengono tramite l' utilizzo dei dati di tossicità esistenti in letteratura.

Per il breve termine vengono utilizzati dati di tossicità acuta, generalmente espressi in termini di LC50 o LD50, riferiti agli organismi indicatori.

9.2.4. SCELTA DEGLI ORGANISMI INDICATORI

Le classi di organismi considerate rappresentanti per l' ecosistema terrestre ipogeo e pertanto utilizzate come indicatori all' interno dell' indice a breve termine sono:

- Lombrichi,
- Artropodofauna utile,
- Mammiferi.

Ad ognuno di questi parametri è associato un valore in funzione del rapporto tossicità-esposizione, che successivamente viene pesato in base all' importanza relativa di ciascuna classe all' interno del sistema ambientale considerato.

I pesi (weights) che sono stati attribuiti sono i seguenti:

- Lombrichi: WL = 4.5
- Artropodi: WA = 4
- Mammiferi: WM = 1.5

I valori assunti dai pesi sono tali che la loro sommatoria sia uguale a 10.

9.2.5. ATTRIBUZIONE DEI PUNTEGGI

I punteggi (scores), compresi tra zero e dieci, vengono attribuiti in base alle classi in cui ricadono i valori assunti dai TER.

Come già illustrato in precedenza per ottenere questi ultimi è necessario fare un rapporto tra i dati di tossicità e la PEC.

Il discorso è però differente per quanto riguarda l' artropodofauna utile.

Secondo le Guidelines dell' EPPO (2003) la valutazione della pericolosità delle sostanze fitosanitarie riferita ai microrganismi ed agli artropodi utili viene effettuata sulla base degli effetti su di essi determinati da una sostanza, in funzione della sua rata di applicazione e non quindi su un rapporto tossicità/esposizione (Finizio, 1998).

Nel caso degli artropodi viene valutata la riduzione dello specifico endpoint tossicologico considerato nel saggio su diversi gruppi tassonomici (es. capacità di parassitizzazione, dinamica di popolazione, ecc.).

Per i microrganismi, il tempo a cui si fa riferimento nelle guidelines dell' EPPO è pari a 100 giorni, viceversa, per gli artropodi si fa riferimento ad un intervallo di tempo più ridotto, anche se non è riportato un preciso tempo sperimentale (Finizio,1998).

Per questi motivi sono stati esclusi dall' indice di rischio a breve termine i microrganismi data la scala temporale considerata.

Non sono presenti in letteratura dati di tossicità riferiti agli artropodi e pertanto nel calcolo dell' indice vengono attribuiti valori di default: si considera massimo per questi organismi lo score degli insetticidi (10) e nullo quello degli erbicidi e fungicidi.

I TER, per lombrichi e mammiferi, sono quindi calcolati nel seguente modo:

- Lombrichi: $TER_L = LC_{50,14GG} / PEC$
- Mammiferi: $TERM = LD_{50,DERMALE} / PEC$

Nella tabella seguente vengono riportati i valori dei punteggi attribuiti alle differenti classi:

Tab 9.1 Punteggi per la costruzione dell' indice di rischio a breve termine per la fauna ipogea

LOMBRICHI		ARTROPODI		MAMMIFERI	
TER_L	$SCORE_L$	% EFFETTO	$SCORE_A$	$TERM$	$SCORE_M$
<1	10	$(0.5 \cdot DMA) > 30\%$	10	<1	10
1-5	8.5	$DMA > 30\%$	5	1-5	8.5
5-10	5	$0\% < DMA < 30\%$	2.5	5-10	5
10-50	4.15	$(2 \cdot DMA) = 0\%$	0	10-50	4.15
50-100	2.5			50-100	2.5
100-500	2.10			100-500	2.10
500-1000	1.25			500-1000	1.25
>1000	0			>1000	0

9.2.6. INDICE DI RISCHIO A BREVE TERMINE

In primo luogo si costruisce un indice di rischio “ non territoriale” (IRNT) sommando tra loro gli scores relativi agli organismi indice dopo averli moltiplicati ciascuno per il proprio peso (weight).

Il risultato è un numero compreso tra zero e cento che fornisce un’ indicazione del rischio per l’ ambiente ipogeo nel campo dove avviene il trattamento con il prodotto fitosanitario in questione.

$$\text{IRNT} = (\text{SL} \cdot \text{WL}) + (\text{SA} \cdot \text{WA}) + (\text{SM} \cdot \text{WM})$$

Dove:

IRNT: indice di rischio non territoriale

SL : score lombrichi

SA: score artropodi

SM: score mammiferi

La sovrapposizione di due strati informativi, uno relativo alla distribuzione della densità apparente del suolo nei primi 5 cm di profondità e l’ altro invece relativo alla caratterizzazione territoriale che fornisce, divise per comune, le percentuali di SAU (superficie agricola utilizzabile) destinate alle differenti colture, produce un nuovo strato informativo, in cui le differenti unità cartografiche forniscono una base su cui calcolare l’ indice di rischio.

All’ interno di una delimitazione si ha infatti un’ uniformità di questi due fattori che concorrono a costruire l’ indice.

Il valore di densità apparente rientra nel calcolo della PEC e dunque nella definizione del TER, mentre la frazione di SAU destinata alla coltura di cui si studia il principio attivo viene utilizzata come parametro moltiplicativo dell’ indice di rischio “ non territoriale” (IRNT).

Questo fornisce un’ idea del rischio presente all’ interno di ciascuna unità.

L’ indice è “ esteso” perché non si limita più al campo, ma si estende ad un territorio uniforme per i caratteri che contribuiscono all’ indice.

Qualora una coltura non sia presente all’ interno della porzione di territorio considerato, il rischio relativo ai prodotti utilizzati per tale coltura si annulla perché è uguale a zero la frazione destinata a questa.

Nel caso di approccio a scala di campo tale valore verrà calcolato direttamente dai dati pedologici relativi all’ unità pedologica nella quale il campo steso ricade.

In entrambi i casi l’ indice di rischio a breve termine (IRBT) sarà quindi uguale a:

CONCLUSIONI

$$\text{IRBT} = \text{IRNT} * \text{FC}$$

Dove:

IRBT: è l' indice di rischio a breve termine

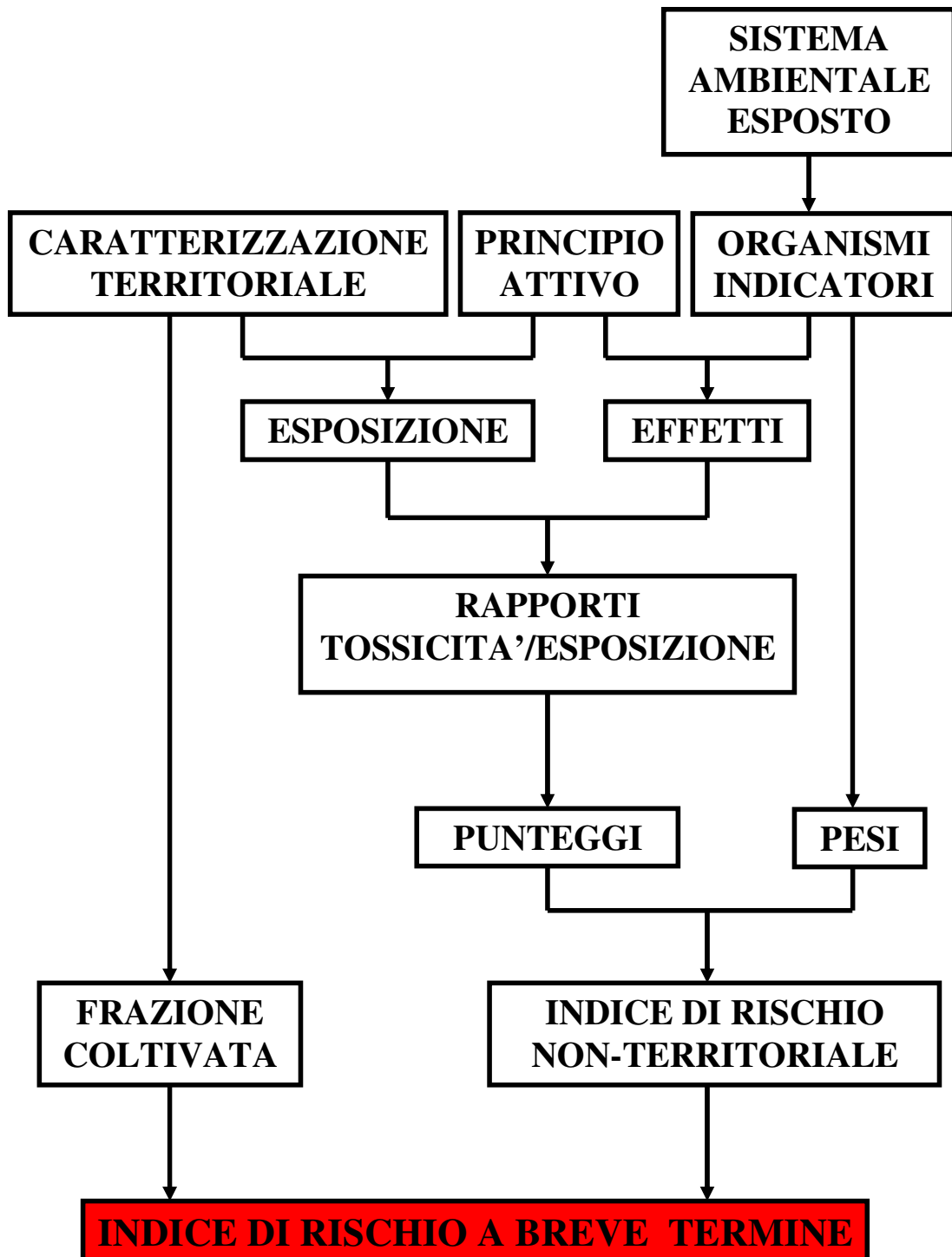
IRNT: è l' indice di rischio di campo come precedentemente calcolato.

FC : è la frazione di territorio all' interno dell' unità cartografica destinata alla coltura che necessita l' utilizzo del fitosanitario in questione.

Anche quest' indice è compreso tra zero e cento, essendo il prodotto di due fattori, uno compreso tra zero e cento (IRNT) e l' altro tra zero e uno (FC).

Tab 9.2 Classi di rischio dell' indice a breve termine.

CLASSE DI RISCHIO	VALORI DELL' INDICE DI RISCHIO
RISCHIO ASSENTE	0-5
RISCHIO MOLTO BASSO	5-10
RISCHIO BASSO	10-30
RISCHIO MEDIO	30-50
RISCHIO ALTO	50-70
RISCHIO MOLTO ALTO	70-100



CONCLUSIONI

Fig 9.1 Procedura della valutazione del rischio a breve termine.

9.3. INDICE DI RISCHIO A LUNGO TERMINE

9.3.1. ESPOSIZIONE

Questo indice considera una scala temporale più lunga rispetto al suo corrispettivo a breve termine e quindi necessita di alcune considerazioni preliminari prima di essere applicato.

Si considera che, dopo il trattamento fitoiatrico descritto nell' indice a breve termine, il principio attivo arrivato sul suolo ed uniformemente distribuito nei primi 5 cm di terreno, rimanga sul campo e non subisca fenomeni di trasporto che allontanino il principio attivo dal campo stesso.

Viene inoltre utilizzata una PEC che tenga conto della degradazione subita dalla molecola nel tempo.

Le PEC utilizzate non saranno pertanto quelle calcolate per l' indice di rischio a breve termine.

Si utilizza invece un valore di concentrazione medio, in pratica una sorta di integrale, che si viene a determinare nello spazio di sottosuolo considerato, in funzione di altri due parametri: il tempo e la persistenza agronomica (Finizio, 1998).

L' equazione per il calcolo della PEC a lungo termine è:

$$PECLT = PECBT (1 - e^{-KT}) / KT$$

Dove:

PECLT : concentrazione ambientale presumibile nel lungo termine (mg/kg suolo)

PECBT : concentrazione ambientale presumibile nel breve termine, subito dopo l' applicazione. E' la stessa PEC già calcolata per il breve termine

K : $\ln 2 / DT50$ (DT50 : tempo di dimezzamento della molecola nel suolo, espresso in giorni)

T : intervallo di tempo considerato, variabile in funzione del tipo di saggio considerato (lombrichi: 14gg; mammiferi: 730gg)

In pratica si considera che la diminuzione della sostanza segua una cinetica del primo ordine (Finizio, 1998).

9.3.2. CARATTERIZZAZIONE DEGLI EFFETTI

Gli effetti considerati per l' indice di rischio a lungo termine sono di tipo cronico e non più di tipo acuto come per il breve termine.

I dati sulla tossicità cronica sono generalmente espressi in termini di NOEC e NOEL.

Un importante considerazione da fare è che non viene presa in considerazione in questa fase la tossicità di eventuali prodotti derivanti dalla degradazione dei principi attivi studiati.

9.3.3. SCELTA DEGLI ORGANISMI INDICATORI

Gli organismi utilizzati come indicatori in questo indice sono quelli già considerati nel caso del breve termine con l'aggiunta dei microrganismi, visto l'orizzonte temporale considerato.

Rispetto al precedente indice i pesi relativi ai vari organismi sono modificati come segue:

- Microrganismi: WM.O. = 3.25
- Lombrichi: WL = 3.25
- Artropodi: WA = 2.5
- Mammiferi: WM = 1

Come per il caso del breve termine la sommatoria dei valori utilizzati per i pesi delle differenti classi degli organismi indicatori assume valore 10.

9.3.4. ATTRIBUZIONE DEI PUNTEGGI

Come per il breve termine, l'attribuzione dei punteggi, tra 0 e 10, avviene in base al valore assunto dai TER, per quanto riguarda lombrichi e mammiferi e in base alla rata di principio attivo che provoca una determinata riduzione percentuale in un prefissato processo per artropodi e microrganismi.

Per quanto riguarda questi ultimi, assenti nello scenario a breve termine, tali effetti sono riferiti ad eventuali modifiche prodotte dal principio attivo nei processi di mineralizzazione dell'azoto e del carbonio.

Nel calcolo dei TER per lombrichi e mammiferi bisogna tener conto che i saggi che portano alla definizione delle soglie di tossicità cronica sono eseguiti in tempi differenti a seconda del tipo di organismo esposto all'azione della sostanza indagata.

Per quanto riguarda i lombrichi si fa riferimento alla NOEC, confrontata con la concentrazione ambientale prevista (PECLT) calcolata dopo 14 giorni.

Per i mammiferi, che si pongono al vertice della piramide alimentare, dovrà essere prevista anche la possibilità di una bioconcentrazione derivante dall'assunzione di cibo contaminato.

In questo caso particolare non viene quindi considerata la semplice PECLT calcolata dopo 2 anni, tempo di durata del test per la tossicità cronica per questi organismi, quanto piuttosto il suo prodotto con il fattore di bioconcentrazione ($PECLT * BCF$) in modo da definire una concentrazione nella dieta (CD) espressa come mg/kg (Finizio, 1998) da confrontarsi con il NOEL.

I TER sono dunque così calcolati:

- Lombrichi: $TERL = NOEC/PEC14gg$
- Mammiferi: $TERM = NOEL/CD$

Nella tabella seguente vengono riportati i valori dei punteggi attribuiti alle differenti classi

CONCLUSIONI

Tab 9.3 Per artropodi e microrganismi si utilizzano valori di default per gli scores, in mancanza di dati tossicologici attendibili cui fare riferimento: si attribuisce un valore 10 per gli insetticidi riguardo agli artropodi e un valore 10 per i fungicidi riguardo ai microrganismi, zero invece in tutti gli altri casi.

LOMBRICHI		ARTROPODI		MICRORGANISMI		MAMMIFERI	
TER _L	SCORE _L	%EFFETTO	SCORE _A	%EFFETTO	SCORE _{M.O}	TER _M	SCORE _M
<1	10	(0.5*DMA)>30%	10	(0.5*DMA)>30%	10	<1	10
1-5	8.5	DMA>30%	5	DMA>30%	5	1-5	8.5
5-10	5	0%<DMA<30%	2.5	0%<DMA<30%	2.5	5-10	5
10-50	4.15	(2*DMA)=0%	0	(2*DMA)=0%	0	10-50	4.15
50-100	2.5					50-100	2.5
100-500	2.10					100-500	2.10
500-1000	1.25					500-1000	1.25
>1000	0					>1000	0

9.3.5. RESILIENZA

Come in precedenza, anche nell' indice di rischio a lungo termine viene inserito un fattore (FC) che consenta di valutare il rischio non solo all' interno del campo, ma, considerata la frazione di SAU destinata alla coltura trattata con il fitosanitario in questione, permetta di estendere il concetto di rischio ed il suo calcolo a tutta quella porzione di territorio in cui risultino costanti FC e DA.

Contrariamente però al breve termine questo fattore assume un diverso peso a seconda della tipologia di organismi considerati.

Questo avviene perché le popolazioni di organismi presentano, nel tempo, una differente resilienza in funzione della loro velocità di ricolonizzazione dell' area.

Essendo il parametro FC compreso tra zero e uno, elevandolo ad una potenza maggiore di uno esso diventa più piccolo: applicando una potenza maggiore di altre per una determinata classe di organismi si accetta implicitamente che il rischio per quella popolazione sia minore perché la sua velocità di ricolonizzazione è maggiore.

Qualora FC assuma valore unitario l' elevamento a potenza risulta ininfluente: ciò trova giustificazione nel fatto che la totalità del territorio è trattato con il fitofarmaco in questione e

CONCLUSIONI

che quindi viene meno la possibilità di ricolonizzazione da territori che non subiscano la pressione del pesticida.

Viceversa, come peraltro già visto per il breve termine, un valore nullo per questo parametro porta il rischio per un determinato fitofarmaco a zero, mancando all' interno dell' unità cartografica una porzione di territorio in cui sia presente la coltura per cui si utilizza il fitofarmaco in questione.

All' interna di una unità cartografica in cui sono costanti **FC** e **DA** il rischio sarà quindi uguale a:

$$IRLT/UC = (SM.O.*WM.O.)*(FC)^2 + (SA*WA + SL*WL)*(FC)^{3/2} + (SM*WM)*(FC)$$

Dove:

IRLT/UC: è l' indice di rischio a lungo termine per unità cartografica.

9.3.6. IL RUOLO DEI BOSCHI E DEI FILARI

E' già stato accennato in precedenza al ruolo svolto da boschi e filari nel fornire zone " sicure" dove le popolazioni di organismi possano trovare rifugio, aumentando in tal modo la stabilità dell' ecosistema.

A tal proposito nella formulazione dell' indice di rischio a lungo termine viene introdotto un ulteriore parametro, che, in funzione della vicinanza e della quantità dei filari presenti in zona, determini una modificazione dell' indice di rischio già calcolato per le diverse unità cartografiche.

Esso è in realtà costituito da due fattori, uno che esplicita la frazione di territorio in cui sono presenti boschi e filari e l' altro invece che, in funzione della distanza da questi, attenua il rischio.

Sovrapponendo uno strato informativo costituito da una griglia formata da elementi quadrati di grandezza prestabilita allo strato contenente la digitalizzazione dei filari, è possibile attribuire ad ogni elemento poligonale quadrato un valore (FF), compreso tra zero e uno, che rappresenta la " frazione a filari" presente all' interno dello stesso elemento.

Successivamente si considera la distanza dal filare (o dal bosco) come fattore di attenuazione del rischio.

Anche in questo caso si è può costruire un layer con ArcView 3.1, esprimendo con una percentuale l' attenuazione del rischio in funzione della distanza secondo la seguente tabella:

distanza dal filare (in metri)	% di attenuazione rischio
0-1	50%

CONCLUSIONI

1-25	15%
25-50	10%
50-100	5%
>100	0%

Il parametro FAD (fattore da attenuazione per la distanza) si costruisce nel seguente modo:

$$\text{FAD} = \% \text{ di attenuazione rischio} / 100$$

Il parametro che definisce il ruolo di boschi e filari all' interno dell' indice di rischio a lungo termine (CF: coefficiente filari) è, come già anticipato, il prodotto di due fattori:

$$\text{CF} = (1 - \text{FF}) * (1 - \text{FAD})$$

Dove:

FF : frazione a filari, adimensionale, compreso tra zero e uno e riferito ad una cella di grandezza prestabilita.

FAD : fattore di riduzione per la distanza, adimensionale, compreso tra zero e uno.

9.3.7. INDICE DI RISCHIO A LUNGO TERMINE

L' indice di rischio a lungo termine per un dato principio attivo si ottiene moltiplicando l' indice di rischio a lungo termine per l' unità cartografica (IRLT/UC) per il coefficiente filari appena descritto (CF):

$$\text{IRLT} = \text{IRLT/UC} * \text{CF}$$

Questo indice fornisce un valore compreso tra zero e cento, crescente con il rischio associato all' utilizza del fitofarmaco.

E' da notare che, mentre IRLT/UC è strettamente legato all' uniformità dell' unità cartografica a cui si riferisce e che quindi, all' interno di ciascuna di esse, il suo valore è costante, per quanto riguarda l' indice di rischio finale IRLT ciò non è vero.

Questo nasce dal fatto di avere utilizzato nella sua costruzione elementi svincolati dalle unità cartografiche prima descritte, cioè FF e FAD .

Entrambi questi parametri sono fondamentali: mentre uno (FAD) è funzione della distanza da un bosco o un filare, l' altro (FF) “ pesa” l' importanza di tali elementi all' interno di una cella.

9.3.8. INDICE DI RISCHIO COMPLESSIVO A BREVE TERMINE

Questo indice, strutturato su un orizzonte temporale a breve termine, tiene conto della presenza simultanea sul territorio di tutte le colture al tempo considerato.

CONCLUSIONI

L' applicazione di questo indice ha come risultato una valutazione del rischio che varia mensilmente, in funzione dei periodi di applicazione dei principi attivi per tutte le colture.

In questo modo è possibile caratterizzare il rischio non solo da un punto di vista spaziale, individuando cioè le zone più sensibili, ma anche i periodi più critici, per la sovrapposizione dell' utilizzo di più principi attivi.

Per poter sommare gli effetti di più molecole presenti contemporaneamente sul territorio è necessario utilizzare gli ETR (Exposure Toxicity Ratio), che sono semplicemente l' inverso dei TER.

Presupponendo il modello di additività secondo Loewe, sempre in un' ottica di worst case, è possibile utilizzare gli ETR come TU (Toxic Unit) e quindi sommare i valori di tali parametri per i differenti principi attivi presenti sul territorio.

Tale operazione è possibile perché, all' interno di ciascuna classe, il parametro tossicologico, che è al denominatore dell' ETR rappresenta la concentrazione dei vari principi attivi necessaria ad indurre lo stesso effetto (la morte del 50% degli individui).

L' attribuzione dei punteggi non avverrà più in base al valore assunto dal TER del singolo principio attivo, come nel caso del breve termine, ma in base all' inverso della sommatoria degli ETR per i differenti principi attivi, ognuno moltiplicato per la frazione di SAU utilizzata per la coltura su cui viene utilizzato.

In pratica, si passa dai TER agli ETR per poter sommare l' effetto di ciascun principio attivo sulla stessa classe di organismi e successivamente si ritorna ad un solo valore di TER, che viene riclassificato con la stessa procedura già vista per l' indice di rischio a breve termine.

Operativamente, dati M principi attivi differenti, il valore a cui attribuire il punteggio (score), sulla base della tabella di riclassificazione già vista per il breve termine, è quello ottenuto dal seguente TER:

$$TER_{classe} = \left(\frac{1}{\sum_{i=1}^M \frac{1}{TER_m} * FC} \right)$$

Dove:

TER_{classe}: è il TER riferito a tutta la classe di organismi per tutti i principi attivi presenti sul territorio

TER_m: è il TER dell' m-esimo principio attivo

FC: è la frazione di SAU destinata alla coltura sulla quale si utilizza il principio attivo

Per quanto riguarda gli artropodi, per i quali non è previsto l' utilizzo di TER quanto invece la misura della riduzione percentuale di un determinato *endpoint* tossicologico, non si possono utilizzare gli ETR nel modello di additività.

CONCLUSIONI

In questo caso, per ottenere un solo valore per la classe degli artropodi per tutti i principi attivi, si sommano le riduzioni percentuali che ogni principio attivo induce.

In mancanza di dati sperimentali, si attribuisce un valore di *default* nel caso sia previsto l' utilizzo di un insetticida.

Analogamente a quanto fatto per l' indice di rischio a breve termine per un solo principio attivo, si attribuisce agli insetticidi il punteggio massimo (10).

Questo punteggio viene spazializzato all' interno dell' indice moltiplicandolo per la frazione di SAU destinata alla coltura per cui è previsto l' utilizzo del principio attivo.

Ogni punteggio attribuito a ciascuna classe di organismi viene quindi moltiplicato per il peso della classe cui si riferisce.

La somma dei punteggi, ciascuno moltiplicato per il corrispondente peso, fornisce l' indice di rischio complessivo a breve termine.

Date N classi di organismi indicatori (nel caso specifico tre: lombrichi, mammiferi, artropodi)

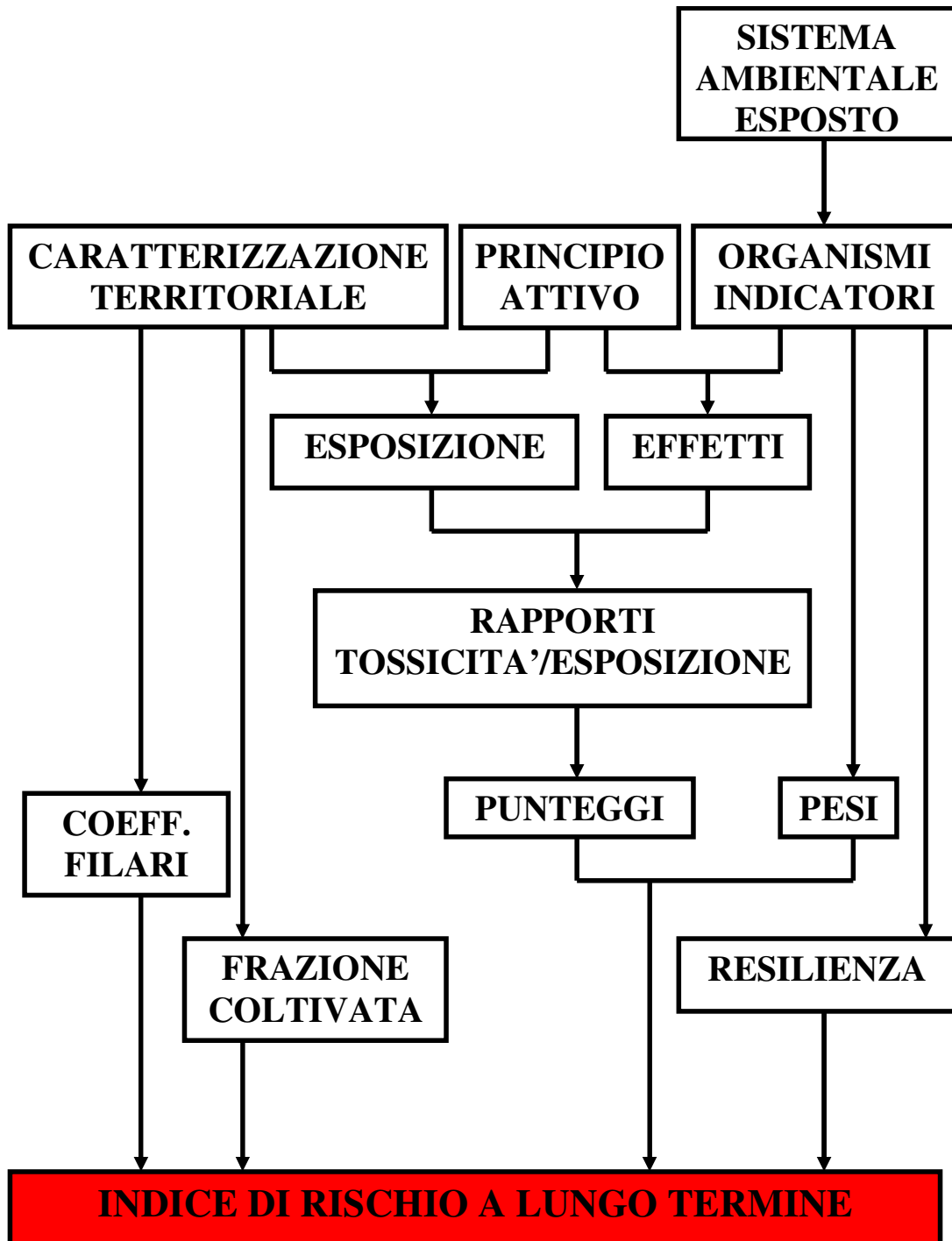
l' indice di rischio complessivo è così definito

$$\text{IRCOMPLESSIVO} = \sum_{j=1}^N S_n * W_n$$

Dove:

S_n è il punteggio con cui si è riclassificato TER_{classe} (si ricorda che il punteggio S_n per gli artropodi deve essere spazializzato moltiplicandolo per la frazione di SAU destinata alla coltura per cui è previsto l' utilizzo del principio attivo.)

W_n è il peso dell' n-esima classe



CONCLUSIONI

Fig 9.2 Procedura della valutazione del rischio a lungo termine.

9.4. IL CASO DI APPLICAZIONE A SCALA DI CAMPO NEL BACINO DEL FIUME MEOLO

Nel caso del bacino del fiume Meolo è stata applicata una metodologia per la determinazione di un indice di rischio a breve termine per l' ambiente terrestre ipogeo, IRAI 1 modificato (Paleari, 2003), riferito all' applicazione singola di sei principi attivi per le coltivazioni di mais e vite.

Le leborazioni sono state effettuate a scala di campo.

9.4.1. AREA DI STUDIO

Per la caratterizzazione dell' area di studio si rimanda al paragrafo 7.4.3.1.

9.4.2. SCENARIO AMBIENTALE

Avendo a disposizione un maggior numero di dati reali è stato possibile modificare le ipotesi che costituiscono lo scenario ambientale a scala regionale, individuando come nuove ipotesi le seguenti:

- si considerano le rate di applicazione medie riferite alle coltivazioni in esame effettivamente impiegate dalle aziende agricole del bacino, per l' anno 2003;
- si considera un calendario di trattamenti fitoiatrici che rispecchia nelle date e nel numero di trattamenti le pratiche agricole del medesimo anno;
- si ipotizza che l' applicazione subisca fenomeni di deriva (drift) legati alle modalità di applicazione e allo stadio fenologico della coltivazione, riferendosi alle indicazioni delle tabelle derivate dalla BBA (Federal Biological Agency of Agriculture and Forestry, Germany, 2000) e basate sugli studi effettuati da Ganzelmeier (1995);
- si ipotizza che parte del prodotto applicato venga intercettato dalle foglie della coltivazione in esame (foliar interception), secondo le indicazioni IUPAC, 2000;
- si assume che l' applicazione non subisca fenomeni di ruscellamento (runoff) e che quindi la rata considerata rimanga al suolo;
- si assume che il prodotto si distribuisca uniformemente nei primi 5 cm di suolo.

9.4.3. CARTOGRAFIA ELABORATA

La cartografia per la stima del rischio da erbicidi ed insetticidi su vite e mais prevede di elaborare:

- Carta dell' uso del suolo a scala di campo (Fig 5.3)
- Carta della distribuzione dei due coltivi nell' area (Fig 9.3)
- mappe della PEC del suolo

CONCLUSIONI

- mappe dei TER per gli organismi rappresentativi dell' ecosistema ipogeo
- mappa dell' indice di rischio

A titolo esemplificativo si riporta il confronto delle carte del rischio a breve termine per l' ecosistema terrestre ipogeo da fenitrothion su vite e metholachlor su mais (Manella 2004) (Fig.9.4)

CONCLUSIONI

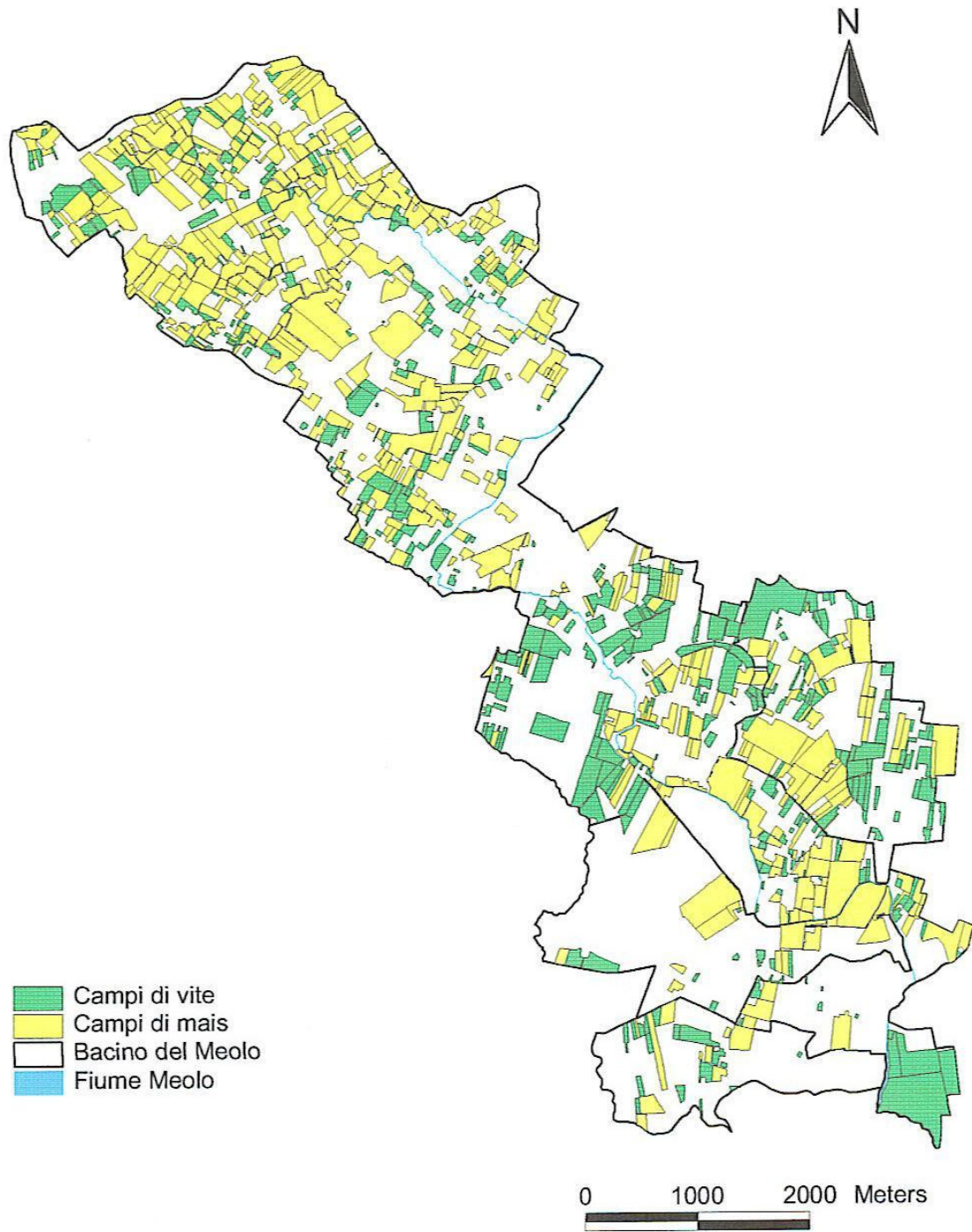


Fig 9.3 Carta della distribuzione dei campi di mais e di vite nel bacino del fiume Meolo

CONCLUSIONI

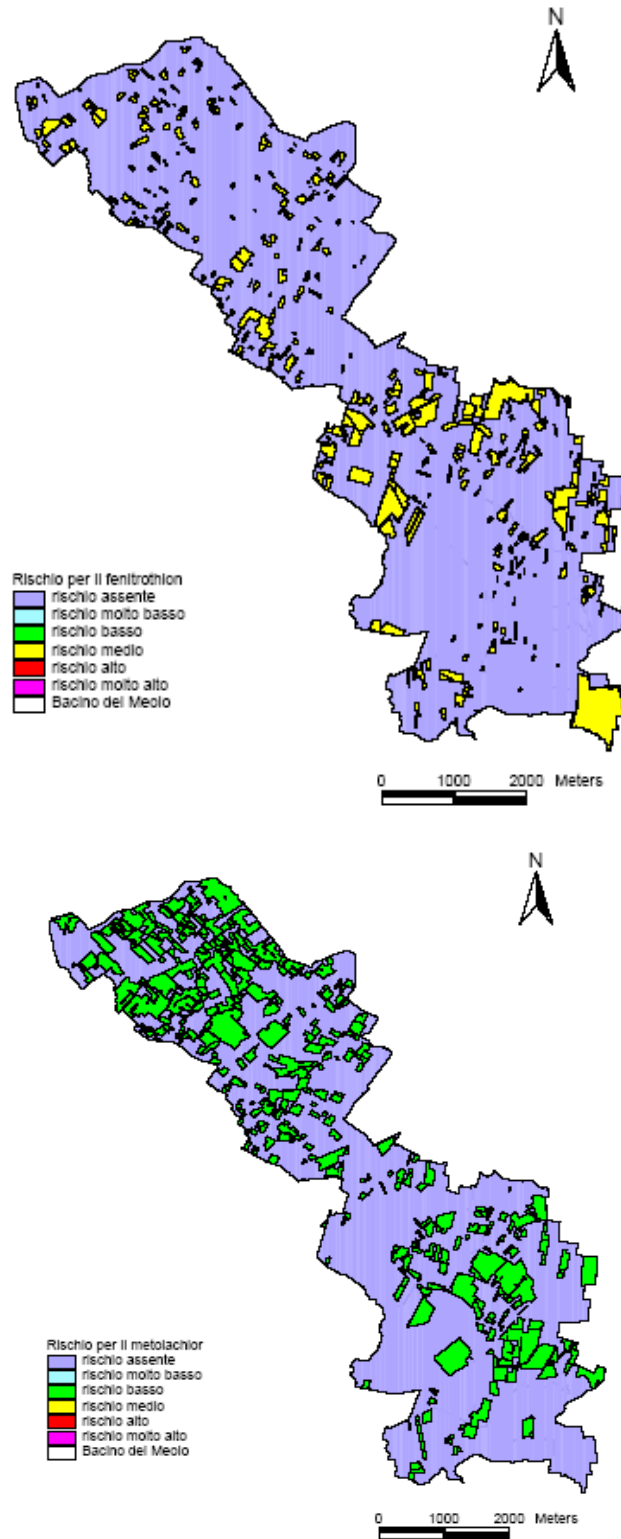


Fig. 9.4 Confronto delle carte del rischio per l' ecosistema terrestre ipogeo da fenitrothion su vite e metholachlor su mais

9.4.3.1. Calcolo dell' esposizione a scala di campo

Il calcolo delle PEC ha visto l' utilizzo dei valori di rata di applicazione dei fitofarmaci, depurati della percentuale persa per drift e di quella sottratta dalla foliar interception, in funzione dello stadio fenologico della coltivazione.

Per calcolare le PEC all' esterno dei campi trattati si è determinata per ogni pixel di dimensione scelta, 1 x 1m, il valore di massa di fitofarmaco persa per deriva in funzione della distanza dal campo, assumendo che tale massa giunga interamente al suolo; questo valore è stato introdotto nella funzione della PEC.

Grazie ad una funzione del GIS(" distance mapping) che ha permesso di identificare la distanza di ogni pixel dal più vicino campo oggetto del trattamento fitoiatrico. A questo punto, identificati per ogni pixel gli attributi relativi alla distanza dai campi e all' analisi di prossimità, si sono introdotte tre funzioni del tipo:

$$Y = \alpha X^{\beta}$$

derivate dalle tabelle di drift relative al fenomeno della deriva da un campo sorgente ideale dell' estensione di 1 ettaro. Tali funzioni legano la percentuale di massa persa per drift (Y) alla distanza (X) di un pixel, dal relativo campo di influenza. La prima di queste funzioni riguarda il mais, le altre due sono riferite alla vite, a seconda dello stadio fenologico iniziale o avanzato della coltura al momento dell' applicazione del principio attivo. Le percentuali totali della massa di principio attivo applicata come rata all' interno dei campi, che vengono perse per il fenomeno della deriva entro i primi 100m di distanza all' esterno dei campi, comportando una ricaduta al suolo del fitofarmaco, sono pari all' 1,1% nel caso del mais, mentre per la vite si considera un valore di 9,2% per i primi stadi fenologici e di 25,1% per quelli avanzati. Il valore Y calcolato in funzione della distanza, moltiplicato per la rata di applicazione relativa alla coltivazione nel campo, per un coefficiente, che rappresenta il rapporto tra l' area del campo sorgente " reale" considerato ed il campo " ideale" sul quale sono state costruite le funzioni, ed infine per la frazione 1/100, permette di determinare, per ogni pixel del bacino, il valore di massa di principio attivo che si ritrova al suolo.

Erbicidi del mais in pre-emergenza

Sono stati studiati due erbicidi di pre-emergenza normalmente utilizzati per il trattamento della coltivazione del mais: metolachlor e terbuthylazine. La loro scelta è stata dettata dal fatto che essi rappresentano, in termini assoluti di kg utilizzati, i due principi attivi dal maggior impiego nei campi di mais del bacino del fiume Meolo.

CONCLUSIONI

Dall' applicazione dell' indice usato nella procedura è stato possibile valutare un' assenza di rischio per entrambi i principi attivi nel 70% del bacino, in corrispondenza cioè di tutte le aree esterne ai campi effettivamente trattati. Solo all' interno dei campi è possibile determinare la presenza di un rischio per l' ambiente ipogeo, con valori massimi di indice che si attestano a 12,60, quindi nella classe di rischio basso. La spiegazione di uno scenario ambientale di questo tipo può essere trovata nella ridotta rata di applicazione di questi due erbici. Infatti, pur rappresentando i principi attivi con il maggior impiego nelle aziende agricole del bacino, le rate di applicazione risultano inferiori a quelle massime consigliate in letteratura. Se a questa considerazione si aggiunge la modalità di applicazione spray in pre-emergenza per entrambi i principi attivi, che prevede l' impiego di irroratrici posizionate ad una limitata altezza dal terreno del campo, data la mancanza di stadi vegetativi del mais, si comprende come sia estremamente ridotta la percentuale di principio attivo che possa giungere nelle aree prossime a quelle trattate attraverso il fenomeno della deriva. Questo determina l' assenza di rischio per l' ambiente ipogeo all' esterno dei campi.

Erbicidi del mais in post-emergenza

I due principi attivi indagati sono stati il dicamba ed il nicosulfuron.

Entrambi sono risultati avere un rischio a breve termine per l' ambiente ipogeo, classificabile come assente, per la totalità del bacino del fiume Meolo. Questo dato è spiegato dal fatto che i TER calcolati per lombrichi e mammiferi risultano maggiori del valore 1000, soglia che se superata determina l' assegnazione di un punteggio pari a zero. Se a questo si somma l' attribuzione di default di score zero per gli erbicidi nel caso dell' artropodofauna, l' indice calcolato risulta nullo su tutta l' area.

I motivi di tale risultato sono da ricercare sia nelle basse rate di applicazione dei due principi attivi, sia nella bassa tossicità verificata per le solfoniluree e per il dicamba, derivato dell' acido benzoico.

Il fenitrothion nel trattamento della vite

Tra i sei principi attivi indagati, il fenitrothion rappresenta l' unico insetticida. Il rischio calcolato per le aree interne ai campi di vite trattati è rientrato nella classe di valor medio, con un dato massimo di indice pari a 45,63, il più alto misurato tra i principi attivi considerati. Gran parte di questo valore di indice è dovuto all' attribuzione di default, per trattamenti con insetticidi, del massimo score per gli artropodi. Infatti, tranne in un solo caso, i valori di TER calcolati per lombrichi e mammiferi hanno sempre superato il valore 1000, determinando l' attribuzione di score pari a zero e diventando così termini ininfluenti per il calcolo dell' indice.

CONCLUSIONI

Nel caso della valutazione per le aree esterne ai vigneti trattati, dove la massa di principio attivo che raggiunge il terreno è funzione della percentuale di rata di applicazione persa per drift, si è ritenuto opportuno modificare l' attribuzione degli score di default per gli artropodi, data la mancanza di un' applicazione diretta dell' insetticida. Si è evidenziata la presenza di una fascia di territorio esterna ai campi, di larghezza massima pari a 13 m, nella quale è possibile classificare come molto basso il rischio per l' ambiente ipogeo. Tale fascia non è significativa per tutti i campi di vite; infatti assume valori superiori ad un metro solo nel caso di campi con area maggiore di 4 ettari. Si raggiunge il valore massimo di 13m in un solo caso, in corrispondenza di una porzione del bacino dove più vigneti contigui raggiungono un' estensione superiore ai 40 ettari, rappresentando la più grande sorgente di drift per il principio attivo. Nella restante parte del bacino non è stato identificato alcun rischio legato ad interventi con fenitrothion.

Il mancozeb nel trattamento della vite

Il mancozeb rappresenta l' unico anticrittogamico considerato nello studio. Esso è inoltre l' unico principio attivo per il quale sono state considerate molteplici applicazioni e valutati al suolo i residui di prodotto di ciascun trattamento alla data del successivo intervento, al fine di valutarne la massima esposizione raggiungibile.

Per le aree interne ai campi trattati si è valutato un rischio basso a breve termine per ciascuno dei sei trattamenti considerati.

Per le aree esterne ai vigneti si è riscontrata la presenza di rischio per l' ambiente ipogeo solo in corrispondenza del quinto e del sesto intervento e per un' unica porzione del bacino caratterizzata dalla presenza di più vigneti vicini, che sono stati accorpati a rappresentare un' unica sorgente di deriva per il prodotto. Quest' area, situata nella parte meridionale del bacino e adiacente al corso del fiume Meolo, è caratterizzata da una superficie coltivata a vite superiore ai 40 ettari ed è la stessa per la quale nel commento per il fenitrothion è stata evidenziata la presenza di una fascia di rischio molto basso. A differenza del caso dell' insetticida però, per il mancozeb questa fascia non supera il metro di larghezza ed è quindi da considerare di poca importanza in una valutazione complessiva del rischio all' esterno dei campi di vite, rischio che può essere considerato assente.

9.4.4. CONSIDERAZIONI SUI RISULTATI

La cartografia elaborata a scala di campo ha permesso di effettuare delle stime puntuali del rischio. Il limite del metodo si ritrova nella necessità di ottimizzare l' integrazione delle

CONCLUSIONI

valutazioni paesaggistiche e di dati reali di monitoraggio delle specie presenti per rendere effettivamente realistico il rischio.

In particolare andrà approfondita la ricerca di indici biotici entomologici e non in grado di formulare in maniera sintetica un giudizio di qualità ambientale per l' ecosistema terrestre ipogeo, permettendo di spazializzare tale valore e definire degli obiettivi ambientali.

CONCLUSIONI

CONCLUSIONI

CONCLUSIONI

Il presente progetto di dottorato è stato mirato alla definizione e costruzione di un sistema integrato per la valutazione del rischio derivante dall'utilizzo di prodotti fitosanitari in agricoltura su base territoriale.

In particolare, l'obiettivo principale del progetto è consistito nell'integrazione della componente ambiente- territorio all'interno del processo di analisi del rischio, attraverso lo sviluppo di una nuova metodologia che utilizzasse modelli a parametri distribuiti e indici di rischio basati sulle reali caratteristiche di un territorio. Con l'introduzione di informazioni territoriali distribuite, gestite all'interno di un Sistema Informativo Territoriale (SIT), si è effettuata una previsione più accurata dell'esposizione (PEC) basata su scenari realistici e sito-specifici, e di conseguenza anche una stima del rischio più strettamente connessa alle condizioni reali del territorio e dell'ambiente. La mappatura del rischio sul territorio rappresenta uno strumento in grado di fornire indicazioni fondamentali per la gestione sostenibile delle attività agricole, anche in relazione a legislazione e regolamenti comunitari e nazionali.

Nel corso dei tre anni di dottorato sono stati sviluppati diversi ambiti disciplinari per arrivare alla definizione di tale metodologia, al fine di mettere in luce le esigenze conoscitive per una stima del rischio sito-specifica.

La metodologia proposta è frutto dell'analisi della letteratura più recente e dell'integrazione della stessa con i risultati e le considerazioni emerse dalle prime applicazioni pratiche svolte a diverse scale di risoluzione dei dati e di elaborazione dei risultati. Il lavoro svolto, lungi dall'essere esaustivo, si propone, quindi, come uno strumento intermedio per l'implementazione di diversi strumenti ed approcci nella stima del rischio.

La metodologia ha voluto porre degli interrogativi specifici relativi ad alcune delle dimensioni fondamentali della gestione ambientale e della conservazione degli ecosistemi:

- tempo: individuazione tramite calendari sinottici agronomici, idrologici, faunistici dei periodi di intenso rischio, nei quali elaborare carte di simulazione
- spazio: individuazione delle aree vulnerabili alla contaminazione ed approfondimento della stima del rischio sito-specifico
- componenti degli ecosistemi: integrazione delle caratterizzazioni abiotiche (in grado di influenzare i fattori predisponenti l'esposizione) con caratterizzazioni biotiche (per attribuire un pregio potenziale e uno reale agli ecosistemi esposti)

CONCLUSIONI

- supporto alla legislazione: applicazione di indici funzionali agli obiettivi di qualità formulati nella legislazione di settore.

Schematicamente i risultati del progetto possono essere considerati:

- la valutazione dell' applicabilità e dell' utilità di una stima del rischio sito-specifica a diverse scale di risoluzione, basato sull' utilizzo dei GIS
- l' implementazione di approcci multidisciplinari
- lo sviluppo di un Tiered Assessment multilivello (stima dell' esposizione, stima degli effetti e caratterizzazione ecologico-paesaggistica)

Dal punto di vista gestionale la metodologia permette, quindi, di:

- effettuare dei ranking tra molecole diverse per valutarne la compatibilità ambientale
- valutare in maniera sito-specifica l' attuale situazione degli ecosistemi oggetto di studio
- favorire la definizione di target di qualità da perseguire
- determinare potenziali deficit rispetto a condizioni qualitative ottimali
- valutare le possibili misure di mitigazione del rischio
- analizzare scenari differenti mirati alla conservazione o alla riqualificazione degli ecosistemi
- favorire l' implementazione sito-specifica delle misure di mitigazione
- supportare il monitoraggio dei risultati, favorendo l' individuazione dei punti strategici per effettuare i campionamenti

Nella presentazione del lavoro svolto nel corso dei tre anni si è scelto di presentare i risultati delle applicazioni effettuate in contesti territoriali diversi, proprio per permettere di cogliere la flessibilità che l'utilizzo dei sistemi informativi geografici permette nell'elaborazione.

L'applicazione a scale diverse presenta delle differenze, in particolare per quanto riguarda:

- acquisizione dei dati: punto nevralgico sia per la difficoltà nel reperimento che per i costi di acquisizione
- elaborazione dei dati: i costi/tempi di digitalizzazione sono molto elevati. Le applicazioni della metodologia a scala di campo sono destinate ,quindi, ad aree di particolare pregio naturalistico o considerate particolarmente esposte ad un rischio.
- realismo dei risultati: come sempre accade nell'effettuare la stima del rischio vengono formulate una serie di ipotesi operative e vengono delineati degli scenari che mediano una serie di fattori. Senza dubbio la scala di elaborazione influisce sul realismo che aumenta ad una scala di dettaglio più elevata.
- Utilità dei dati in output: analogamente al realismo dei risultati la scala di elaborazione influisce sull'utilità e sul significato dei risultati ottenuti

CONCLUSIONI

Per elaborazioni a scala regionale, sub regionale, di bacino e di campo i risultati permettono di effettuare un ranking fra molecole, in base al loro minor o maggior grado di compatibilità ambientale, considerando condizioni distribuite territorialmente. Essi permettono, inoltre, di valutare le componenti ed i fattori ambientali che influiscono sulla vulnerabilità del territorio. Tali risultati possono essere finalizzati ad orientare le future scelte di policy.

Per elaborazioni a scala di campo, i risultati forniscono valutazioni e previsioni che permettono una gestione puntuale, individuando l'apporto del singolo campo al rischio complessivo.

Va ricordato che dal punto di vista informatico gli strumenti di elaborazione diventano sempre più potenti e quindi il limite nelle elaborazioni non è rappresentato dalla mole di dati da processare, quanto dalla loro reperibilità, ancora scarsa, soprattutto per quanto riguarda i dati di consumo reale dei prodotti fitosanitari.

Dal momento che tale progetto presenta uno schema metodologico che necessariamente dovrà essere ulteriormente sviluppato nei singoli passaggi che lo compongono, sono stati ipotizzati alcuni sviluppi futuri.

In particolare si auspica:

- un maggiore utilizzo di immagini telerilevate quali input per l' analisi territoriale
- l' integrazione della metodologia con indici biotici per l' ecosistema terrestre e con i risultati di indagini entomologiche relative alla ricolonizzazione degli habitat
- la costruzione di un albero delle decisioni per una stima del rischio multidimensionale (che tenga in considerazione scala spaziale, scala temporale ed evoluzione del sistema ambientale)
- la predisposizione di un sistema informativo per l' aggiornamento in tempo reale dei dati di input
- l' automazione informatica dell' intera procedura, in particolare con lo sviluppo di un sistema client-server con una interfaccia utente per la stima dei carichi immessi nell' ambiente. Il sistema potrebbe arrivare a suggerire in base alla posizione territoriale dei campi coltivati, alle previsioni meteo e alla coltura presente, la tipologia di trattamento ad impatto più basso.

BIBLIOGRAFIA

BIBLIOGRAFIA

A
ACUTE, 1986 <i>Manual of Acute Toxicity: Interpretation and Data Base for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals</i> , F.L. Mayer and M.R. Ellersieck, United States Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Resource Publication 160, 1986
Agenda 2000, programma politico firmato il 26 marzo 1999, al termine del Consiglio europeo di Berlino (http://europa.eu.int/comm/agenda2000/index_it.htm)
Allan, J.D., 1995, <i>Stream Ecology- Structure and functioning of running waters</i> , Chapman & Hall, London
A.A.V.V. 1992. <i>Elementi di base per la predisposizione della Carta Ittica Regionale</i> , Vol. I - Regione Emilia Romagna, Ass. Agricoltura e Alimentazione.
AA.VV. 1998. <i>Stream Corridor Restoration, principles, processes and practices</i> . The Federal Interagency Stream Restoration Working Group. USDA-Natural Resources Conservation Service.
B
Ballestra G., Bertozzi R., Buscaroli A., Gherardi M., Vianello G. (a cura di), 1996. <i>Applicazione dei Sistemi Informativi Geografici nella Valutazione delle Modificazioni Ambientali e Territoriali</i> , Franco Angeli (editore), Milano, pp. 280
Beinat E., Van den Berg R. (editors), 1996. <i>EUPHIDS, a decision support system for the admission of pesticides</i> , pubblicazione in collaborazione con Free University of Amsterdam, Fraunhofer Institute for Environmental Chemistry and Ecotoxicology, ICPS/International Centre for Pesticide Safety.
Berry, J.K., Ripple, W.J., 1994, Emergence and role of GIS in natural resources, in <i>The GIS Applications Book, Examples in Natural Resources: a compendium</i> , ASPRS, pp. 3-7.
Bonham-Carter G.F., 1994. Introduction to GIS, in <i>Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS</i> , ed. Pergamon.
Brichetti, P. & Gariboldi, A. 1997. <i>Manuale pratico di ornitologia</i> . Edagricole, Bologna: 362 pp.
Buchsbaum, R., I. Valiela and T. Swain. 1984. <i>The role of phenolic compounds and other plant constituents in feeding by Canada geese in a coastal marsh</i> . <i>Oecologia</i> 64:343-349.
Burrough P.A., 1986. <i>Principles of Geographical Information System for land resource assessment</i> , Clarendon Press, Oxford, UK, pp. 193
Burton J.A., Arnold E.N. 1990. <i>Rettili ed Anfibi d'Europa</i> . Ed. Muzzio, Padova.
C
Calliera M., Verro R., Maffioli G, Auteri D., Maroni N., Vighi M., 2001. <i>Gis based system for surface water risks assesment og agricultural chemicals</i> ,part I. SETAC EUROPE 11 th annual meeting. 6-10 May 2001, Madrid, Spain.
Caporali F.,1991 <i>Ecologia per l'agricoltura : teoria e pratica</i> - Torino : UTET Libreria, 1991.
Cappelletti C. 1976. <i>Trattato di Botanica</i> , Vol. II (Sistemica-Geobotanica). UTET, Torino.
Cencini C. <i>et. al.</i> 1990. <i>Il Po dalle sorgenti al Delta</i> . Ed. Maggioli, Rimini.
CIPE, 2002 Strategia per lo sviluppo sostenibile in Italia. Delibera CIPE n°57, 2 Agosto 2002
Comunicazione della Commissione europea “ Strategia comunitaria a favore della diversità biologica” , 1998
Comunicazione della Commissione, del 1° luglio 2002, al Consiglio, al Parlamento europeo e al Comitato economico e sociale - <i>Verso una strategia tematica per l'uso sostenibile dei pesticidi I*</i> COM/2002/0349 def.

BIBLIOGRAFIA

*/- Non pubblicata sulla Gazzetta ufficiale.
Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo - <i>Informazioni statistiche necessarie per gli indicatori per il monitoraggio dell'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune</i> . COM(2001) 144 def. del 20.3.2001.
Comunicazione "Orientamenti per un'agricoltura sostenibile" COM(1999) 22 def.
Comunicazione "Indicatori per l'integrazione della problematica ambientale nella politica agricola comune COM(2000) 20 def
Convenzione di Ramsar del 02/02/1971, (nella normativa nazionale con il DPR n. 448 del 13/03/1976)..
Convenzione di Berna relativa alla conservazione della vita selvatica dell'ambiente naturale in Europa, firmata a Berna il 19/11/79, ratificata in Italia con legge n. 503 del 05/08/81.
Convenzione sulla diversità biologica, 1992 Rio De Janeiro
Corradini, C., 2002 " <i>Sviluppo ed applicazione di una procedura per la valutazione del rischio per l' ecosistema terrestre epigeo derivante dall' impiego dei prodotti fitosanitari nel Parco Agricolo Sud Milano</i> " Tesi di Laurea in Scienze Ambientali Università di Milano Bicocca
CSTE/EEC, 1994. EEC water quality objectives for chemicals dangerous to aquatic environments, <i>Rev. Environ. Contam. Toxicol.</i> , 137: 83-110 pp.
D
De Amicis M., Cicioni Gb., 1996, Aspetti tecnici dei prodotti cartografici: sistemi informatici, basi dati ed elaborazioni, in <i>Cartografia della vulnerabilità degli acquiferi: dagli studi conoscitivi all' applicazione normativa</i> , Istituto di Ricerca delle Acque, Quaderno n.99, pp. 59-68.
Decisione 93/626/CEE, 25.10.1993, Gazzetta Ufficiale N 309 del 13.12.1993 .
Decisione n. 1600/2002/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 22 luglio 2002 che istituisce il Sesto Programma Comunitario di Azione in materia di Ambiente, Gazzetta ufficiale delle Comunità europee n. 242 del 10.9.2002.
Decisione della Commissione del 29 aprile 2003 che approva il Piano d'Azione Tecnica 2003 per il miglioramento delle statistiche agricole[notificata con il numero C(2003) 1369](2003/304/CE)
Decreto del Presidente della Repubblica 11 febbraio 1987, n. 184 (Gazz. Uff., 15 maggio, n. 111). Esecuzione del protocollo di emendamento della convenzione internazionale di Ramsar del 2 febbraio 1971 sulle zone umide di importanza internazionale, adottato a Parigi il 3 dicembre 1982.
Decreto Legislativo 17 marzo 1995, n. 194, pubblicato nel supplemento ordinario n. 60 alla Gazzetta Ufficiale del 27 maggio 1995 N 122, disciplina, secondo criteri comuni agli altri Paesi dell' Unione Europea, l'immissione in commercio dei Prodotti Fitosanitari destinati alla protezione delle piante in attuazione della direttiva 91/414/CEE.
Decreto Legislativo 152/1999 dell' 11 maggio 1999, n. 152, " <i>Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole</i> " , G.U. n.124 del 29 maggio 1999.
Decreto legislativo 258/2000 del 18 agosto 2000, n.258, " <i>Disposizioni correttive e integrative del decreto legislativo 11 maggio 1999, n.152, in materia di tutela delle acque dall' inquinamento, a norma dell' articolo</i>

BIBLIOGRAFIA

<i>1, comma 4, della legge 24 aprile 1998, n.128"</i>
Delibera 2 agosto 2002, n. 63 (G.U 279/2002) che, nell' approvare il Programma d' attività per l' anno finanziario 2002 del Fondo per lo sviluppo sostenibile, modifica, limitatamente alla misura 2, il programma di attività per l' anno finanziario 2001;
Dell'Uomo A., 1996. <i>Assessment of water quality of an Appenine river as a pilot study for diatom based monitoring of Italian water courses</i> . Whitton B.A. & Rott E. (eds), Use of algae for monitoring rivers II. Institut fur Botanik, Universitat Innsbruck, pp.65-72
Del Plato, 2004 “ <i>Validazione sperimentale in un bacino campione di modelli per la previsione della concentrazione di prodotti fitosanitari nelle acque superficiali</i> ” Tesi di Laurea in Scienze Ambientali Università di Milano Bicocca
DEVILLERS P. et al. 1991. <i>CORINE biotopes manual. Part 2. Habitats of the European Community</i> . Commission of the European Communities, Brussels.
Direttiva 78/659 del Consiglio "qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per il mantenimento della vita ittica", G.U. della CEE n.L222 del 18 luglio 1978
Direttiva 79/409/CEE del Consiglio, del 2 aprile 1979, concernente la conservazione degli uccelli selvatici, Gazzetta ufficiale L 103, 25.04.1979.
Direttiva 91/414/CEE del Consiglio del 15 luglio 1991 "norme relative all' immissione in commercio dei prodotti fitosanitari", G.U. della CEE n.L230 del 19 agosto 1991
Direttiva 91/271/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1991, concernente il trattamento delle acque reflue urbane, Gazzetta ufficiale N 135 del 30.05.1991.
Direttiva 91/676/CEE del Consiglio, del 12 dicembre 1991, relativa alla protezione delle acque dell'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole, Gazzetta Ufficiale N 375 del 31/12/1991
Direttiva 92/43/CEE "Habitat" , Gazzetta ufficiale delle Comunità europee n. 207 del 22.7.92
Direttiva 95/36/CE, riguardante l' immissione in commercio di prodotti fitofarmaceutici, Gazzetta Ufficiale N 172 del 22.7.1995.
Direttiva 96/12/CE, Commercializzazione di prodotti fitosanitari, Gazzetta Ufficiale N 65 del 15.3.1996
Direttiva 97/57/CE del Consiglio, del 22 settembre 1997, che definisce l'allegato VI della direttiva 91/414/CEE relativa all'immissione in commercio dei fitofarmaceutici, Gazzetta Ufficiale N 265 del 27.9.1997.
Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, Gazzetta ufficiale N 327.
Direttiva Europea 2001/42/CE concernente "la valutazione degli effetti di determinati piani e programmi sull'ambiente naturale" , la cosiddetta direttiva VAS (Valutazione Ambientale Strategica)
Direttiva 2004/60/CE della commissione del 23 aprile 2004 che modifica la direttiva 91/414/CEE del Consiglio con l'iscrizione della sostanza attiva quinoxifen, 24.4.2004 N 120/39 Gazzetta ufficiale dell'Unione europea IT
E
ECOFRAM, 1999 <i>Ecological Committee on FIFRA Risk Assessment Methods</i>
Eduards P.J., Bembridge J., Jackson D., Earl M. and Anderson L., 1998. <i>Estimation of pesticides residues on weed seed for wildlife risk assessment</i> . Poster presentation at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry 19 th annual meeting. Charlotte, NC, USA.

BIBLIOGRAFIA

EPPO,1994. <i>Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant protection products</i> , Chapter 11 Terrestrial vertebrates. European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO), 1994, Bulletin 24, 37-87
EPPO, 2003, <i>Environmental risk assessment scheme for plant protection products, European and Mediterranean Plant Protection Organization</i> (EPPO) Bulletin 33, 99– 101
ERSAL, 1996. <i>L'Agricoltura in Lombardia</i> .
ESRI Inc., 1996. <i>Using Arc View GIS</i> , Environmental Systems Research Institute, Inc
EU. <i>Draft, Working Document: Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals under council Directive 91/414/EEC. SANCO/4145/2000</i> . European Commission Health & Consumer Protection Directorate-General, 2001.
F
Federchimica-Agrofarma, 1998. <i>La normativa italiana sui prodotti fitosanitari</i> , Federchimica-Agrofarma
Ferrari M., Roggero G., Zavagno F. (1995). <i>Guida alla natura del Po</i> . Ed. Mondadori, Milano.
Finizio A., 1997. <i>Definizione di criteri di classificazione del rischio ambientale di prodotti fitosanitari, con particolare riferimento agli effetti su organismi non bersaglio (Parte I), Rapporto per l'Agenzia Nazionale Protezione dell'Ambiente (ANPA), Contratto A.N.P.A. n.ro 96/58/RC050/75/25</i> . Pubblicato da ANPA Serie Documenti 10, 1999 parte I.
Finizio A., 1998. <i>Definizione di criteri di classificazione del rischio ambientale di prodotti fitosanitari, con particolare riferimento agli effetti su organismi non bersaglio (Parte II) , Rapporto per l'Agenzia Nazionale Protezione dell'Ambiente (ANPA), Contratto A.N.P.A. n.ro 97/58/RC050/75/25</i> . Pubblicato da ANPA Serie Documenti 10, 1999 parte II
Fisher D.L. and Browers L.M., 1997. <i>Summary of field measurement of pesticide concentrations in invertebrate prey of birds</i> . Poster presentation at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry 18 th annual meeting. San Francisco, USA.
Fletcher J.S., Nellessen L.M. and Pflieger T.G., 1994. <i>Literature review and evaluation of the EPA food-chain (Kenaga) nomogram, an instrument for estimating pesticide residues on plants</i> . Environmental Toxicology and Chemistry, vol.13, no.9, pp. 1383-1391.
FOCUS (2001). " <i>FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC</i> ". Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2. 245 pp.
Forman, R.T.T., Godron M. 1986. <i>Landscape Ecology</i> . Wiley e Sons, New York.
Forneris G. 1989. <i>Piemonte: ambiente acquatico e ittiofauna</i> . Ed. EDA, Torino.
Forneris G., Pascale M., Perosino G. 1996. <i>Idrobiologia</i> . Ed. EDA, Torino.
Fried, J., 1991. <i>Internal documents of the scientific Network of the Commission</i>

BIBLIOGRAFIA

10. G
11. GANZELMEIER H, 1997. <i>ABTRIFT UND BODENBELASTUNG BEIM AUSBRINGEN VON PFLANZENSCHUTZMITTELN</i> . MITT. BIOL. BUNDESANSTALT LAND- U. FORSTWIRTSCHAFT, BERLIN-DAHLEM, H.328, S. 115-124
Gerold R., Tomaselli M. 1988. <i>Phytosociology and ecology of stream vegetation in the summit region of the Northern Apennines</i> . Boll. Mus. St. Nat., Lunigiana 6-7: 89-93, Aulla
Ghetti P.F., 1997, <i>Indice Biotico Esteso (I.B.E.), i macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti</i> , Provincia Autonoma di Trento, Trento, pp. 222.
Giardini L. e Giupponi, C. 1998. <i>Analisi agro-ambientali sul Bacino del Fiume Meolo</i> . Unipress, Padova, 169 pp
Goethals P., DePauw N., 2001 <i>Development of a concept for integrated ecological river assessment in Flanders, Belgium</i> Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater J, Limnol., 60 (suppl 1) 7-16,
Grisai, L. 2004 “ <i>Stima del rischio ecotossicologico per le acque superficiali derivante dall’ esposizione a miscele di prodotti fitosanitari nell’ area dell’ Oltrepo Pavese</i> ” Tesi di Laurea in Scienze Ambientali Università di Milano Bicocca
Gutsche V., Rossberg D., 1999. <i>Appendix 2b Synoptisches Bewertungs-modell für Pflanzenschutzmittel</i> . SYNOPSIS. In CAPER, 1999. Comparing environmental risk indicators for pesticide. Result of the European CAPER project, Centre of agriculture and environment, Utrecht, The Netherlands, pp 69-79.
12. H
Hayes W.J. e Laws E.R. (eds), 1991, <i>Handbook of Pesticide Toxicology</i> . Vol 1-3. Academic Press
Hellawell J.M., 1986. <i>Biological indicators of freshwater pollution and environmental management</i> . Elsevier Applied Science Publishers, London and New York,
Hesse R., 1924. <i>Tiergeographic auf Ökologischer grundlage</i> . G. Fisher, Jena, pp 255-257.
Hoerger F. & Kenaga E., 1972. <i>Pesticide residues on plant: correlation of representative data as a basis for estimation of their magnitude in the environment</i> . Environmental Quality and Safety 1 , 9-28.
Huet M., 1949. <i>Aperçu des relation entre la pente et les population piscicoles des eaux courantes</i> . Vol XI, Verlag Birkhäuser basel, Schweiz, pp. 332-351.
13. I
INGEGNOLI, V. (2002) <i>Landscape Ecology: A Widening Foundation</i> . Springer Verlag, Heidelberg, New Yor
K
Kalf, D.F., 1997, Environmental Quality Objectives for 10 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs),

BIBLIOGRAFIA

<i>Ecotoxicology and Environmental Safety</i> 36 , 89-97, pp 89.
Karickhoff S.W., 1981. Semiempirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils, <i>Chemosphere</i> 10 , 833-849.
Koneman, H. 1981. Fish toxicity tests with mixtures of more than two chemicals: a proposal for a quantitative approach and experimental results. <i>Toxicology</i> 19: 229-238.
L
Lazzati L., Galassi S., Maroni M., 1996. <i>Contaminazione da fitofarmaci. Individuazione di aree a rischio. Il caso del Parco Sud a Milano</i> . Minima Naturalia, Fondazione Lombardia per l'Ambiente, 17, 14
Leger L., 1942. <i>Les œufet les pontes de nos poisson d' eau douce, nouvelle représentation graphique des periodes de ponte</i> . Trav. Lab. hydr et pisc. Univ. Grenoble (30°-33° annee, 1938-1941)
Legge 14 febbraio 1994, n. 124, Gazzetta Ufficiale, 23 febbraio 1994, n. 44, Ratifica ed esecuzione della convenzione sulla biodiversità, con annessi, fatta a Rio de Janeiro il 5 giugno 1992.
Luttik R (2001) <i>Residues of plant protection products on food ingested by birds and mammals. In: Fact Sheets for the (Eco) Toxicological Risk Assessment Strategy of the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM)</i> (Ed. Luttik, R & van Raaij, M), RIVM report 601516 007, pp. 83– 94. RIVM, Bilthoven (NL).
Lutz W., 1984. Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen. Mittlg. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe, Heft 24.
M
Mancini, 2003 “ <i>Bioindicatori: necessità di nuovi sviluppi a seguito della attuazione del decreto legislativo 152/99 e del recepimento della direttiva 2000/60/CE Water Framework Directive</i> ”. Atti del Convegno “ L’ innovazione al servizio della conoscenza e della prevenzione Dai sistemi di monitoraggio alla diffusione della cultura ambientale” 7° CONFERENZA Agenzie ambientali Italiane
Manella M., 2004. <i>Valutazione sito-specifica del rischio ecotossicologico per l' ecosistema terrestre derivante dall' impiego di prodotti fitosanitari</i> . Tesi di Laurea in Scienze Ambientali Università di Milano Bicocca
Maniak U., 1992. Regionalisierung von Parametern für Hochwasserabflussganglinien, <i>Regionalisierung der Hydrologie</i> H.B. Kleeberg (ed.), DFG, Mittlg. Senatskomm. für Wasserf. 11, S. 325-332
Marchetti R. <i>et al.</i> 1994. <i>Ecologia applicata</i> . CittàStudi, Milano.
Meschini E., Frugis S. 1993. <i>Atlante degli uccelli nidificanti in Italia</i> . Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, vol. XX. Roma.
Ministero dell' Ambiente, 1998, <i>Politiche ambientali in Italia: un anno di attività del Ministero dell' ambiente</i> . Bilancio 1998.
N
Nagy, K.A., 1987. <i>Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and in birds</i> . Ecological Monographs 57 , 111-128.
O
OECD, 1998. Pesticide Aquatic Risk Indicators Project. Report of Phase 1: Development of Models for Aquatic Risk Indicators
Ovenden D., Corbert G. 1986. <i>I mammiferi d'Europa</i> . Ed. Muzzio, Padova

BIBLIOGRAFIA

P
Paleari, S. 2002 “ <i>Sviluppo ed applicazione di una procedura per la valutazione del rischio per l' ecosistema terrestre ipogeo, a breve e lungo termine, derivante dall' impiego dei prodotti fitosanitari nel parco agricolo sud Milano</i> ” Tesi di Laurea in Scienze Ambientali Università di Milano Bicocca
Piccoli S., 2003 “ <i>Analisi di modelli per la valutazione dell' inquinamento delle acque superficiali e sotterranee da prodotti fitosanitari. Un esempio di applicazione</i> ” . Tesi di Laurea in Scienze Ambientali - Università degli Studi di Milano Bicocca
Pignatti S. 1982. <i>Flora d'Italia</i> . Edagricole, Bologna.
13.1. R
Ranci Ortigosa, et al, 1999, <i>VVF: integrative modelling and GIS in a software tool for habitat suitability assessment</i> , Environmental Modeling and Software 15 (2000) 1-12
Regolamento (CE) n 1257/99 DEL CONSIGLIO del 17 maggio 1999 sul sostegno allo sviluppo rurale da parte del Fondo europeo agricolo di orientamento e di garanzia (FEAOG) e che modifica ed abroga taluni regolamenti, Gazzetta ufficiale delle Comunità europee del 26.6.1999 N.160.
Regolamento (EURATOM, CEE) n. 1588/90 del Consiglio, dell'11 giugno 1990, relativo alla trasmissione all'Istituto statistico delle Comunità europee di dati statistici protetti dal segreto. GU L 151 del 15.6.1990, pag. 1.
Regolamento n. 2078/92 del Consiglio del 30 giugno 1992 “ relativo a metodi di produzione agricola compatibili con le esigenze di protezione dell' ambiente e con la cura dello spazio naturale” .
Regolamento (CE) n. 1259/1999 del Consiglio norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto nell'ambito della politica agricola comune
Regolamento (CE) n 1750/99 13.8.1999 IT L 214/31 Gazzetta ufficiale delle Comunità europee
Regolamento (CE) n. 1467/94, regolamento concernente le risorse genetiche in agricoltura, Gazzetta Ufficiale N 159 del 26.8.1994.
Roggero G., Zavagno F. 1995. <i>Guida alla natura delle Alpi Occidentali</i> . Ed. Mondadori, Milano.
14. S
Sala S., 2001 “ <i>Applicazione di indici di rischio da prodotti fitosanitari per le acque superficiali sul territorio della Regione Lombardia</i> ” Tesi di Laurea in Scienze Ambientali Università di Milano Bicocca
Scholten H.J., Stillwell C.H., 1990. Geographical Information Systems: the emerging requirements, in <i>Geographical Information Systems for the Urban and Regional Planning</i> , Kluwer Academic Publishers
Schurmann, G. 1998 <i>Ecotoxicology</i> Environmental Science and Technology: a Wiley-Interscience Series of Text and Monograph
Siligardi M., Bernabei S., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Egaddi F., Franceschini A., Maiolini B., Mancini L., Minciardi M.R., Monauni C., Rossi G., Sansoni G., Spaggiari R., Zanetti M. 2000. <i>Indice di Funzionalità Fluviale (IFF)</i> . ANPA, Roma.
Smart, J. S., 1969. <i>Geol. Soc. Am. Bull.</i> , 80, 1757-1774.214

14.1. T

Tapas 2003 decisione della commissione del 29 aprile 2003 che approva il piano d'azione tecnica 2003 per il miglioramento delle statistiche agricole, (notificata con il numero C(2003) 1369) 2003/304/CE Gazzetta ufficiale dell'Unione europea del 3.5.2003 N 110/15

TGD, EC 2003 Technical Guidance Document on risk assessment

U

UE, 2002, *Working Document: Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals under council Directive 91/414/EEC*. SANCO/4145/2000. European Commission Health & Consumer Protection Directorate-General

U.S.D.A., 1975. *Soil Taxonomy (A Basic System of Soil Classification of Making and Interpreting Soil Surveys)*. Agricultural Handbook N. 436, Washington. (Ed. it. a cura di C. Giovagnotti, 1980, Edagricole, Bologna)

U.S.EPA, 1993. *Wildlife Exposure Factors Handbook, Vol. I*. EPA/600/R-93/187. Office of Research and Development, Washington, DC.

U.S.EPA, 1999. *Ecological Committee on FIFRA Risk Assessment Method (ECOFRAM)*, Terrestrial Report Draft Document, 10 May 1999. <http://www.epa.gov/oppefed1/ecorisk/terreport.pdf>

V

Valenzuela C.R., 1988. *ILWIS overview*. ITC Journal, Enschede, 1, 4-14

Vannote, R.L., Minschall, G.W., Cummins, K.W., 1980 The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**, 130-137

Vercesi B., 1995. *Diserbanti e loro impiego*. Ed agricole, edizioni agricole, Bologna, pp 57-60

Verro R., Calliera M., Maffioli G., Auteri D., Sala S. Finizio A., Vighi M., 2002 *GIS-Based System for Surface Water Risk Assessment of Agricultural Chemicals. 1. Methodological Approach*. Environmental Science & Technology, 2002, 36, pp1532-1538.

Verro R. Corradini C, Sala S., Finizio A. *Applicazione integrata in ambiente GIS di una procedura per la valutazione del rischio per l' ecosistema terrestre epigeo derivante dall' impiego dei prodotti fitosanitari: il caso del Parco Agricolo Sud Milano*" Ingegneria Ambientale, n°9, anno XXXIII, ISSN:0394-5871 pag430-439

Vighi M., Calamari D., 1993. *Prediction of environmental fate of chemicals*, Ann. Ist. Sup. Sanità 29, 209-223.

Von Humboldt, Alexander, 1846 *Kosmos. Entwurf einer physischen Weltbeschreibung*, Stuttgart-Tubingen, Cotta, 2 vol. 1845; 1847 (trad. it. *Kosmos*, Venezia 1846).

W

WHO, 1990. *Public health impact of pesticides used in agriculture*. WHO/UNEP eds.

Z

Zonneveld, I.S. (1990), « Scope and Concepts of Landscape Ecology as an Emerging Science », in: I.S.Zonneveld, and R.T.T. Forman (eds.), *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*, pp. 1-20, Springer-Verlag, New York

BIBLIOGRAFIA

RINGRAZIAMENTI

Il primo doveroso ringraziamento è per il Prof. Vighi che in questi anni, dalla tesi di laurea in poi, mi ha dato l'opportunità di lavorare nel suo gruppo di ricerca, con la Dott.ssa Villa, il Dott. Finizio e il Dott. Verro.

Questi tre anni sono stati densi di esperienze, incontri, viaggi, ...mi risulta difficile riassumere in poche righe i ringraziamenti per tutti coloro che hanno contribuito al mio percorso con le loro idee, i loro suggerimenti, il loro affetto e il loro sostegno.

Vorrei ringraziare il Prof. Pitea che ha creduto in me, dandomi la possibilità di lavorare all'interno del suo gruppo.

Alessandro, Christian, Maura, Daria, Sara B., Francy G. e tutti gli amici del 2° piano che negli anni hanno allietato la pausa pranzo e non solo...

Gli studenti in tesi passati e attuali: Chiara, Simone, Michele, Laura, Paolo, Franci C, Marta, Paola e Annain queste pagine c'è anche il vostro impegno, è stato un piacere lavorare con voi.

E gli amici di sempre...

l' Ale e Micky, Silvia, Cristina, Liviana, Roberta, Mario

Gu che, con la sua presenza prima e con la sua assenza dopo, mi ha insegnato il significato di parole come determinazione, lealtà, indipendenza.

E come non ringraziare Nic per il suo costante supporto, informatico e non; Salva, il trait d'union con gli ingegneri ambientali; Daniele e i suoi discorsi sullo sviluppo sostenibile; Andrea con le lezioni di botanica in campo sulle infestanti del mais; Amerigo e la pummarola's entertainment. Emilio e il tango

Elsa (che rimarrà sempre la miglior coinquimpispvampilina!) e Francy S., le vere super tutors che hanno reso questi anni piacevoli.

E poi gli amici nuovi....

Fra Lunga, Tiziana, cosa farei senza di voi? Siete le amiche più dolci che si possano immaginare

Gli studenti del Gesal 1 e del Gesal 2, più che studenti amici e compagni di viaggio nell'avventura di costruire un futuro migliore per tutti noi.

E infine Luca, dolcissimo ed insostituibile compagno di viaggio degli ultimi metri verso la meta....non basterebbero le pagine per ringraziarti del tuo sostegno !!!

Nel chiudere questo capitolo della mia vita il pensiero va alla mia famiglia...

RINGRAZIAMENTI

Alla zia Marisa e la zia Luisa, a Rita, a Raffaella, a Carola e Ludovica, alla zia Raffaella, ad Alice e Valeriale mie vere e grandi fans

e soprattutto ai miei genitori....al mio papà che vorrei mi stringesse la mano oggi, fiero di me, e alla mia mamma....che mi ha tenuto sempre per mano accompagnandomi con il suo amore e la sua dedizione ogni giorno di sole o di pioggia.