

## C. L'Azienda

### C.1. Gestione dei fitofarmaci

#### C.1.3. GLI INDICATORI DI RISCHIO

Per decidere che fitofarmaco utilizzare si devono prendere in considerazione numerosi elementi.

Oltre all'efficacia contro il patogeno ed alle autorizzazioni all'uso, che in questo contesto non vengono presi in considerazione, è fondamentale valutare anche la tossicità per l'uomo e per l'ambiente in senso lato (acque, terreni, organismi viventi).

Si tratta di capire in modo sintetico, attraverso il calcolo di un indice rappresentativo del rischio d'uso di uno specifico fitofarmaco, quanto quella sostanza può rappresentare un rischio per la salute e l'ambiente.

**Con l'uso di questi indicatori i tecnici e gli agricoltori che lavorano in programmi di lotta integrata, possono associare gli effetti ambientali con l'efficacia ed il costo del prodotto nella fase decisionale. Per esempio, tra i diversi fitofarmaci utilizzabili contro un dato parassita, si potrà scegliere quello meno tossico. Diventa possibile stimare rapidamente l'impatto ambientale dei diversi fitofarmaci e delle varie strategie di lotta prima della loro applicazione, con il vantaggio di un miglioramento nei programmi di difesa integrata dell'approccio riguardo all'attenzione ambientale.**

Allo stesso modo, ad esempio, registrando l'insieme dei valori degli indici di rischio calcolati sulle Aziende del territorio, **gli Enti con responsabilità di territorio potranno valutare gli effetti a medio termine di sistemi di assistenza territoriali.** I programmi di lotta integrata possono anche usare gli indicatori come alternativa per misurare l'impatto ambientale di diverse strategie di controllo.

**Se verranno messi sul mercato fitofarmaci con valori di indice più bassi e si darà maggior spazio ai fattori di contenimento nei programmi di lotta integrata, i valori di rischio per l'uso in campo continueranno a diminuire, con ovvii vantaggi per ambiente, consumatore ed operatori.**

**La Direttiva CE 128/2009 prevede l'uso obbligatorio di servizi di assistenza tecnica territoriale finalizzati all'introduzione delle strategie di lotta integrata e dell'uso sostenibile dei fitofarmaci, nonché degli indicatori di rischio, esattamente come sta facendo il Centro Vitivinicolo Provinciale di Brescia.**

Negli ultimi anni si stanno sviluppando numerosi metodi di valutazione, che, partendo dai dati delle banche dati sui fitofarmaci, in sintesi considerano gli elementi di seguito esposti. Essi sono strumenti di pratica utilità che in alcuni casi si possono rivelare insostituibili.

##### C.1.3.1. IL CONCETTO DI PERICOLO

Pericolo è il potenziale effetto indesiderato che una sostanza può provocare.

##### C.1.3.2. IL CONCETTO DI ESPOSIZIONE

È la probabilità di entrare in contatto con la sostanza indesiderata: tempo e quantità di sostanza a cui l'organismo vivente o l'ambiente vengono esposti.

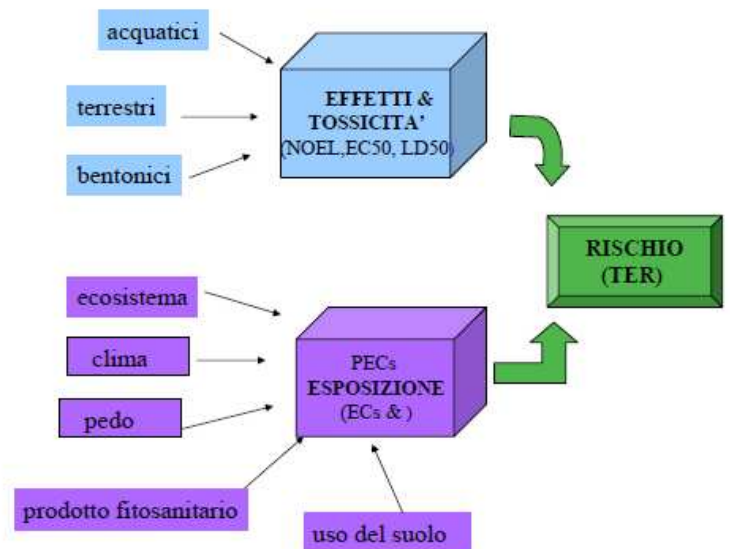
L'origine dell'esposizione può essere diversa:

- Esposizione dell'operatore durante l'uso delle sostanze (miscelazione, distribuzione in campo)
- Ricaduta atmosferica dopo l'irrorazione, volatilizzazione.
- Deriva durante i trattamenti
- Ridistribuzione dopo i trattamenti nei diversi comparti ambientali (scorrimento percolamento o lisciviazione, ruscellamento, drenaggio, ...)

##### C.1.3.3. IL CONCETTO DI RISCHIO

Probabilità che l'effetto pericoloso si manifesti.

Dipende dall'interazione "**pericolo x esposizione**"



SPEAA

CRA-ISCI, Bologna, 14-15 dicembre 2006





## GLI INDICATORI DI RISCHIO

Gli indicatori di rischio per i fitofarmaci combinano le informazioni su pericolo ed esposizione di questi con la quantità applicata e le condizioni di impiego. Tra i numerosi indicatori di rischio, due ci sembrano particolarmente interessanti e applicabili operativamente senza eccessive complicazioni, anche se prossimamente potremmo considerarne altri se ne presentasse l'opportunità.

### C.1.3.4. EPRIP

Questo indicatore viene usato anche a livello sperimentale dal sistema esperto **SuSAP WEB messo a punto da ERSAF e Regione Lombardia** (<http://susapnetwork.iambientale.it/SusapNetworkII/>) in collaborazione con l'Università Cattolica di Piacenza e il Centro Internazionale per gli Antiparassitari e la Prevenzione Sanitaria di Milano. Attualmente è possibile accedere a SuSAP web che è su internet richiedendo login e password all'ERSAF tramite mail: [info@ersaf.lombardia.it](mailto:info@ersaf.lombardia.it).

EPRIP è un indicatore di rischio per la valutazione della pericolosità nei quattro comparti ambientali (acque sotterranee, acque superficiali, suolo e aria) relativamente all'uso di fitofarmaci. EPRIP può essere usato per identificare colture ove l'uso dei prodotti fitosanitari ponga i rischi più elevati per gli organismi non bersaglio (uccelli, pesci, ecc.), per classificare tali prodotti secondo una valutazione di impatto ambientale e per aiutare gli agricoltori nella scelta.

L'indicatore si basa come detto sul rapporto della concentrazione ambientale prevista, stimata su scala locale (campo e vicinanze), con i parametri di tossicità a breve termine. Rifletterà perciò lo scenario più pessimistico dal momento che si assume che gli organismi siano soggetti ad una massima esposizione sia nello spazio che nel tempo. Si prende in considerazione il rischio potenziale per organismi non bersaglio come lombrichi, pesci, alghe e crostacei; poiché per organismi non bersaglio nelle acque sotterranee e nell'aria non ci sono dati attendibili, in riferimento a tali comparti si considera per il momento l'uomo. I compartimenti e l'impatto su di essi sono stati scelti in accordo con l'Uniform Principles dell'UE. Sono disponibili diverse opzioni per combinare il periodo di esposizione (breve o lungo termine) e la scala (campo, bacino idrografico, regione, nazione).

EPRIP si calcola usando una procedura a stadi. Anzitutto si calcolano le PEC (concentrazioni ambientali previste) e le soglie di tossicità o eco-tossicità per ciascun comparto. In particolare, si calcolano due diverse PEC per le acque superficiali (uno per contaminazione da deriva e una da ruscellamento) e si usano tre diversi valori di eco-tossicità per alghe, crostacei e pesci. Poi, nel terzo stadio, si calcola l'ETR (esposizione - PEC - in rapporto alla soglia di tossicità) nel seguente modo:

$$ETR = PEC / \text{tossicità}$$

i valori di PEC e di tossicità vengono convertiti nella stessa unità di misura che cambia in funzione del comparto e/o l'effetto in esame; d'altra parte è chiaro che tali valori di ETR possono essere adoperati per valutare il rischio di un singolo comparto ambientale. Per le acque superficiali sono previsti sei ETR, dovuti alle possibili combinazioni tra le PEC di deriva e scorrimento e i parametri di eco-tossicità.

In seguito, si trasformano gli ETR in punti di rischio (RP) usando una scala da 1 a 5; finalmente si ottiene il valore di EPRIP moltiplicando i valori di RP dei diversi comparti come contributi al rischio ambientale - ovvero acque superficiali (sw) e sotterranee (gw), suolo (s) e aria (a) - e aggiungendo gli opportuni fattori di correzione (N):

$$EPRIP = RP_{gw} * RP_{sw} * RP_s * RP_a + 25 * N4 + 50 * N5$$

dove  $RP_{sw}$  è il più elevato punteggio di rischio tra i sei diversi valori per le acque superficiali,  $N4$  è il numero di valori RP uguali a 4 e  $N5$  è il numero di valori di RP uguali a 5. I valori di EPRIP variano tra 1 e 825 e sono assegnati a diverse classi di rischio potenziale sulla base di valutazioni di esperti.

Si sono introdotti alcuni fattori di correzione ( $25 * N4$  e  $50 * N5$ ) come è solitamente necessario in un indicatore di rischio globale: essi alzano il valore di EPRIP quando c'è un almeno un pericolo alto ( $RP > 3$ ) in un comparto. Per esempio un punteggio per il calcolo di EPRIP può essere uguale a 8 dando così un rischio potenziale trascurabile; tuttavia se in un comparto c'è RP uguale a 4, EPRIP diventa 33 e la classe di rischio potenziale diventerà "basso" anziché "trascurabile".

Tra i database consultati per EPRIP ricordiamo: Pesticide Properties Database (PPDB): <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/index2.htm>

Valore EPRIP	Classificazione del rischio potenziale
1	nullo
2-16	trascurabile
17-81	basso
82-256	moderato
257-400	elevato
>400	molto elevato

### C.1.3.5. EIQ

Per organizzare i dati e semplificarli è stato sviluppato un modello chiamato quoziente d'impatto ambientale dei fitofarmaci (EIQ, tratto da: A method to measure the environmental impact of fitofarmaces" J. Kovach *et al.*, New York's Food and Life Sciences Bulletin, Number 139, 1992)

Questo modello riduce l'informazione dell'impatto ambientale ad un unico valore. Per ottenere ciò, è stata sviluppata un'equazione basata su tre componenti principali del sistema produttivo agricolo: la componente dell'agricoltore, la componente del consumatore e la componente ecologica. Ogni componente dell'equazione contribuisce con eguale peso nell'analisi finale, ma all'interno di ogni componente i singoli fattori hanno un peso diverso. Inoltre i coefficienti usati nell'equazione per dare un peso aggiuntivo ai singoli fattori sono anch'essi basati su una scala da 1 a 5. I fattori che



determinano il maggior peso sono moltiplicati per 5, quelli a medio impatto per 3 e i fattori che sono considerati poco determinanti vengono moltiplicati per 1. Una regola determinante all'interno del modello è quella che il potenziale d'impatto del fitofarmaco specifico su di un singolo fattore ambientale è uguale alla tossicità della molecola moltiplicata per l'esposizione potenziale. In parole semplici, l'impatto ambientale è uguale alla tossicità per l'esposizione. Per esempio, la tossicità sui pesci viene calcolata determinando la tossicità intrinseca del composto per il pesce moltiplicata per la probabilità che il pesce ha di entrare in contatto con il fitofarmaco. In questo modo, i composti che sono tossici per i pesci, ma hanno rapidi tempi di degradazione, hanno impatto minore di composti che sono tossici, ma più persistenti. I dati disponibili sull'impatto ambientale di specifici fitofarmaci sono parecchi, quelli usati in questo indice, sono stati raccolti da varie fonti elencate in tabella 1.

Tabella 1: le basi dati consultate per EIQ
<ul style="list-style-type: none"> <li>L'Extension Toxicology Network (EXTOXNET), è un progetto interdisciplinare dei dipartimenti di tossicologia ambientale e di insegnamento dei fitofarmaci dell'Università Cornell, dell'Università dello stato del Michigan, dell'Università dello stato dell'Oregon e dell'Università della California, è stata la fonte principale usata nello sviluppo del database (Hotchkiss et al 1989). Extoxnet comunica informazioni relative ai fitofarmaci <b>sulla salute e sugli effetti ambientali</b> di circa 100 fitofarmaci.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Una seconda fonte di informazione usata era la CHEM-NEWS di CENET, il Cornell Cooperative Extension Network. Chem-News è un programma di computer curato dal Fitofarmace Management Education Program dell'università del Cornell che contiene circa 310 schede di controllo sui fitofarmaci dell'EPA americano che descrivono gli <b>effetti sulla salute sull'ecologia e sull'ambiente</b> dei fitofarmaci per cui è richiesta una nuova registrazione (Smith e Barnard 1992).</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>L'impatto dei fitofarmaci sui <b>nemici naturali (artropodi)</b> è stato determinato usando il database SELCTV sviluppato all'Università dello stato dell'Oregon (Theiling e Croft 1988). Questi autori hanno raccolto la letteratura e valutato gli effetti di circa 400 fitofarmaci agrochimici su più di 600 specie di nemici naturali (artropodi), traducendo tutti i dati di risposta fitofarmaco / nemico naturale a una scala che varia da 1 (0% di effetto) a 5 (90 - 100 % di effetto).</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li><b>Il percolamento, il potenziale di dilavamento (runoff), e i dati sul tempo di dimezzamento</b> nel suolo di circa 100 composti sono contenuti nel database nazionale fitofarmaci/soilo sviluppato dal USDA (Agricultural Research Service and Soil Conservation Service). Questo database è stato sviluppato dal modello per computer GLEAMS che simula il percolamento e il ruscellamento per un grande numero di fitofarmaci in vari suoli e usa metodi statistici per valutare le interazioni tra le proprietà dei fitofarmaci (solubilità, coefficiente di adsorbimento e i tempo di dimezzamento) e le proprietà del suolo (spessore dello strato superficiale, contenuto in materia organica, ecc.). Le variabili che fornivano la stima migliore del ruscellamento e del percolamento erano quelle selezionate da questo modello e usate per classificare tutti i fitofarmaci in gruppi di rischio (grande, medio, piccolo) in accordo con il loro potenziale di percolamento e di ruscellamento.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>La <b>tossicità sulle api</b> è stata determinata usando le tabelle di Morse (1989) nelle raccomandazioni sull'uso di fitofarmaci nello stato di New York nel 1989, che contengono informazioni sulla tossicità relativa dei fitofarmaci sulle api da miele in test di laboratorio e di campo condotti all'Università di California, Riverside dal 1950 al 1980; in queste liste sono compresi più 260 insetticidi.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Per colmare quante più lacune è possibile, sono state usate quando disponibili anche le <b>schede</b> di dati sulla sicurezza dei materiali (MSDS) e i bollettini tecnici sviluppati dall'industria agrochimica.</li> </ul>

### La formula per l'EIQ

La formula per determinare il valore EIQ per i singoli fitofarmaci è riportata in Tabella 2 ed è la media delle componenti dell'agricoltore, del consumatore ed ecologica.

Tabella 2: formule per il calcolo dell'EIQ
$EIQ = \{C[(DT*5)+(DT*P)] + [(C*((S+P)/2)*SY)+(L)] + [(F*R)+(D*((S+P)/2)*3)+(Z*P*3)+(B*P*5)]\} / 3$
<p>DT = tossicità dermale            C = tossicità cronica            SY = sistemicità            F = tossicità pesci            L = potenziale di percolazione            R = potenziale di dilavamento            D = tossicità uccelli            S = emivita nel suolo            Z = tossicità sulle api            B = tossicità sugli artropodi utili            P = emivita sulla superficie delle piante</p>



Il **rischio per l'operatore agricolo** è definito come somma dell'esposizione durante il trattamento ( $DT*5$ ) più l'esposizione durante la raccolta moltiplicato per gli effetti a lungo termine sulla salute o tossicità cronica (C). La tossicità cronica di un fitofarmaco specifico viene calcolata come media delle quantità ottenute dai vari test di laboratorio a lungo termine effettuati su piccoli mammiferi. Questi test mirano a determinare gli effetti potenziali sulla riproduzione (capacità di produrre prole), effetti teratogeni (deformità prima della nascita), effetti mutageni (cambiamenti permanenti nel patrimonio genetico, e cioè in geni e cromosomi) ed effetti oncogenici (tumori). Nella componente dell'operatore agricolo, l'esposizione nel trattamento viene determinata moltiplicandola tossicità cutanea (DT) calcolata su piccoli mammiferi da laboratorio (conigli o ratti) per un coefficiente di 5, che tiene conto dell'incremento di rischio associato alla manipolazione di fitofarmaci concentrati. L'esposizione alla raccolta è uguale alla tossicità cutanea (DT) moltiplicata per l'emivita potenziale (tempo richiesto per il decadimento di una quantità del principio attivo pari alla metà) del residuo sulla superficie della pianta. Questo fattore residuo prende in considerazione il decadimento dei fitofarmaci che si verifica nell'agro-ecosistema e il tempo di carenza che viene richiesto per i vari fitofarmaci.

La **componente del consumatore** è data dalla somma del potenziale di esposizione del consumatore ( $C*((S+P)/2)*SY$ ) più l'effetto potenziale sull'acqua freatica (L). Gli effetti sulla falda freatica vengono messi nella componente del consumatore perché sono più una questione di salute pubblica (data dal bere acqua contaminata) che un problema per la fauna e la flora selvatiche. L'esposizione per il consumatore viene calcolata come tossicità cronica (C) moltiplicata per la media del residuo potenziale nel suolo e sulla superficie della pianta (in quanto si mangiano radici e altre parti della pianta), moltiplicata per la quantità di potenziale sistemico del fitofarmaco (la quantità di fitofarmaco assorbibile dalle piante).

La **componente ecologica** del modello è composta dagli effetti acquatici e terrestri ed è data dalla somma degli effetti della molecola sui pesci ( $F*R$ ), uccelli ( $D*((S+P)/2)*3$ ), api ( $Z*P*3$ ) e sugli ausiliari ( $B*P*5$ ). L'impatto ambientale dei fitofarmaci **sul sistema acquatico** viene calcolato moltiplicando il valore di tossicità della molecola per i pesci, per il potenziale di dilavamento del fitofarmaco specifico (il potenziale di dilavamento tiene conto dell'emivita del principio attivo nell'acqua di superficie).

L'impatto dei fitofarmaci **sul sistema terrestre** viene determinato dalla somma delle tossicità della molecola sugli uccelli, api e ausiliari. Poiché gli organismi terrestri sono più diffusi nell'ambiente agricolo rispetto ai pesci, viene dato maggior peso agli effetti dei fitofarmaci sugli organismi terrestri.

**L'impatto sugli uccelli** viene misurato moltiplicando il valore di tossicità sugli uccelli per la media dell'emivita del principio attivo sulla pianta e sulla superficie del suolo moltiplicato per tre.

**L'impatto sulle api** viene misurato il valore di tossicità per le api moltiplicato per l'emivita del principio attivo sulla superficie delle piante moltiplicato per tre.

**L'effetto sugli ausiliari** viene determinato moltiplicando la tossicità nei confronti dei nemici naturali, per l'emivita del principio attivo, per cinque. Poiché i nemici naturali degli artropodi passano gran parte del loro tempo nell'agro-ecosistema (mentre uccelli e api non sono sempre stanziali), il loro tempo d'esposizione in teoria è maggiore. Per correggere questo incremento d'esposizione, l'impatto del fitofarmaco sugli ausiliari viene moltiplicato per cinque.

La **tossicità sui mammiferi selvatici** non viene inclusa nella componente terrestre dell'equazione poiché l'esposizione dei mammiferi (l'agricoltore ed il consumatore) è già stata inclusa nell'equazione, in quanto questi effetti sulla salute sono il risultato di test condotti su piccoli mammiferi come ratti, topi, conigli e cani.

Dopo aver raccolto i dati dei singoli fattori, i fitofarmaci sono stati raggruppati in classi (fungicidi, insetticidi/acaricidi ed erbicidi) ed i calcoli sono stati fatti per ogni singolo fitofarmaco.

Quando non erano disponibili dati tossicologici, per ogni fattore ambientale, è stata calcolata una media all'interno della classe e si è sostituito questo valore medio al dato non disponibile. In questo modo il dato mancante non influenza la posizione di un fitofarmaco all'interno di una classe.

Nel **DATABASE** vengono indicati i valori dei singoli effetti di ogni fitofarmaco (operatore che esegue i trattamenti, colui che esegue le operazioni agronomiche, falda freatica, fauna acquatica, uccelli, api, ausiliari), le maggiori componenti dell'equazione (agricoltore, consumatore e ecosistema) e la media dei valori di EIQ.

Le tabelle includono anche i fattori che nel calcolo contengono dati mancanti. Meno fiducia va data ai valori di EIQ di quei fitofarmaci che hanno molti dati mancanti e più fiducia va posta a quei valori di EIQ che invece hanno pochi o nessun dato mancante.

Usando le tabelle, all'interno di una classe di composti si possono fare dei confronti fra le tossicità ambientali di una data quantità (grammi, libbre, ecc.) dei singoli principi attivi. I confronti di campo non devono essere fatti con questi dati. **Vanno fatte altre considerazioni, come la percentuale di principio attivo in un formulato e la dose richiesta per il controllo del patogeno**, per scegliere il fitofarmaco migliore o meno tossico in campo.

Viene riportato in tab.3 il sistema di quantificazione usato per sviluppare il modello di quoziente di impatto ambientale (environmental impact quotient=EIQ): 1=poco tossico o poco pericoloso, 5= molto tossico o pericoloso.



Tabella 3: le attribuzioni di rischio per EIQ

Per semplificare l'interpretazione dei dati, la tossicità del principio attivo e l'effetto calcolato su ogni fattore ambientale sono stati raggruppati in categorie (bassa, media, alta tossicità) e associati ad una scala da 1 a 5. Al minimo impatto sull'ambiente o una bassa tossicità è stato attribuito 1 ed a un'alta tossicità o a un elevato danno sull'ambiente è stato attribuito 5. Si riporta le quantità specifiche calcolate per i singoli fattori. Tutti i fitofarmaci vengono valutati usando lo stesso criterio con l'eccezione della modalità d'azione e della persistenza degli erbicidi sulla superficie della pianta. Poiché gli erbicidi di solito sono sistemici e normalmente non vengono trattati direttamente sulle colture destinate all'alimentazione, si è deciso di considerare questa classe di composti in modo diverso, così a tutti gli erbicidi è stato dato un valore di uno per l'attività sistemica. Ciò non ha effetto per quanto riguarda la posizione relativa all'interno del gruppo degli erbicidi, ma rende più realistica la componente del consumatore nell'equazione. Inoltre poiché la persistenza sulla superficie della pianta ha importanza solo per gli erbicidi di post-emergenza e non per gli erbicidi di pre-emergenza, a tutti gli erbicidi di post-emergenza viene assegnato un valore pari a tre, mentre a quelli di pre-emergenza viene assegnato il valore uno.

<p><b>Modo di azione tossicità acuta cutanea coniglio / ratto</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>DL50 (mg/Kg)</li> <li>non sistemico = 1 &gt;2000 = 1</li> <li>tutti gli erbicidi = 1 200 - 2000 = 3</li> <li>sistemico = 3 0 – 200 = 5</li> </ul>	<p><b>Effetto a lungo termine emivita del residuo sulla superficie della pianta</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>piccolo o nullo = 1 1 - 2 settimane = 1</li> <li>possibili = 3 2 - 4 settimane = 3</li> <li>definiti = 5 &gt; 4 settimane = 5</li> <li>erbicidi pre emergenza = 1</li> <li>erbicidi post emergenze = 3</li> </ul>
<p><b>Emivita del residuo nel suolo tossicità per i pesci (DL50 - 96h)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>T1/2 &lt; 30 giorni = 1 &gt; 10 ppm = 1</li> <li>T1/2 30 - 100 giorni = 3 1 - 10 ppm = 3</li> <li>T1/2 &gt; 100 giorni = 5 &lt; 1 ppm = 5</li> </ul>	<p><b>Tossicità per gli uccelli (DL50 - 8 giorni) tossicità per le api</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>&gt; 1000 ppm = 1 poco tossico = 1</li> <li>100 - 1000 ppm = 3 moderatamente tossico = 3</li> <li>1 - 100 ppm = 5 molto tossico = 5</li> </ul>
<p><b>Tossicità per artropodi benefici falda freatica e potenziale dilavamento</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>basso impatto = 1 debole = 1</li> <li>impatto moderato = 3 medio = 3</li> <li>impatto severo = 5 forte = 5</li> </ul>	

**Quantificazione dell'EIQ per l'uso in campo**

Quando si è calcolato il valore di EIQ per ogni principio attivo contenuto nel fitofarmaco, si possono effettuare i calcoli per l'uso in campo. Per confrontare in modo accurato i fitofarmaci e le strategie d'impiego, è necessario determinare la dose, la formulazione o la percentuale di principio attivo del prodotto, e la frequenza di applicazione di ogni fitofarmaco. Per scegliere tra diverse formulazioni dello stesso principio attivo o diversi programmi e/o strategie di utilizzo è stata sviluppata una semplice equazione denominata "quantificazione dell'EIQ per l'uso in campo". Questo valore si ottiene moltiplicando il valore di EIQ della molecola specifica ottenuto dalle tabelle per la percentuale di principio attivo contenuto nel formulato per la quantità ad ettaro utilizzata (di solito espressa in chilogrammi o grammi di formulato).

EIQ in campo	
<25	molto basso
<50	basso
50-100	moderato
>100	alto
>150	molto alto

**EIQ per l'uso in campo = EIQ x % di p.a. x quantità di formulato ad ettaro**

**Fonti bibliografiche:**

- Balderacchi M., Trevisan M., Vischetti C., (2006). Scelta del miglior modello sul destino degli agrofarmaci Acqua e Aria , 3/2006, 32-37
- Capri E., Padovani L., Trevisan M. (1999). La previsione della contaminazione delle acque sotterranee da prodotti fitosanitari . Pitagora Ed. Bologna.
- ERSAL – Regione Lombardia (2000) – EU. SuSAP – Supplying Sustainable Agriculture Production – Manuale metodologico. Progetto LIFE ENV98/IT/00010.
- Ioriatti C., Agnello A.M., Martini F., Kovach J. (2011), Evaluation of the Environmental Impact of Apple Pest Control Strategies Using Pesticide Risk Indicators. Integrated Environmental Assessment and Management — Volume 9999, Number 00—pp. 1–8 - SETAC 1
- Riparbelli C, Cambareri M.N., Pastori M., Mariani D., Brenna S. (2003). Evaluation of pesticide leaching hazard with a combined use of SuSAP system and land use census data in North Italy. XII Symposium Pesticide Chemistry Piacenza - 4-6 giugno 2003.
- Riparbelli C., Cambareri M.N. , Brenna S., Chinaglia N., Auteri D. (2006). Valutazione della vulnerabilità dei suoli lombardi alla lisciviazione di fitofarmaci. 6° Convegno Nazionale Fitofarmaci e Ambiente Catania, 20 – 21-04-2006.
- Trevisan M., Balderacchi M. Di Guardo A. (2006) EPRIP 2.1. A software tool for environmental risk management of pest control strategy. Workshop: Optimizing groundwater monitoring networks: From data to decision making. Cagliari University, Italy. 04-05 September
- Trevisan M., Balderacchi M., Di Guardo A. (2006). EPRIP: an evaluation index of pollution loads for pesticide strategies at field level. COST Workshop, Cagliari (Italy), September 2006