

Vogelgefährdung durch Pflanzenschutzmittel? Risikoprognosemodelle und Monitoring

Michela Gandolfi und Otto Daniel, Forschungsanstalt Agroscope Changins-Wädenswil ACW, 8820 Wädenswil
Auskünfte: Michela Gandolfi, E-Mail: michela.gandolfi@acw.admin.ch, Tel. +41 44 783 62 70



Vogelnest in einem Rebberg im Tessin (Foto: Michela Gandolfi, Zürich)

Einleitung

Was die Geschichte uns lehrt

Pflanzenschutzmittel (PSM) sind für Menschen nützlich, weil sie helfen, Schadorganismen zu bekämpfen und höhere landwirtschaftliche Erträge zu erzielen. Die ersten chemisch-synthetischen PSM anfangs der Vierzigerjahre wurden von den Menschen zum Teil als eine «Erlösung» angesehen: Der Entdecker des DDT, Dr. P. Müller, hat im Jahr 1948 den Nobelpreis bekommen. Dass PSM auch negative Nebenwirkungen auf die Umwelt haben

können, hat man erst später in Betracht gezogen. In den Fünfziger- und Sechzigerjahren erlebten verschiedene Vogelpopulationen einen dramatischen Rückgang, welcher auf Reproduktionseffekte von DDT und seinen Abbauprodukten zurückgeführt wurde (Hartner 1981). Die Zulassungen von DDT in der Landwirtschaft wurden sukzessive zurückgezogen. Wegen der starken Persistenz und Bioakkumulierbarkeit dieses Stoffes brauchten die betroffenen Vogelarten danach Jahrzehnte, um sich wieder zu erholen. Aus dieser Erfahrung hat man gelernt, wie wichtig es ist, vor einer Zulassung nicht nur die

Vorteile von PSM sondern auch deren Nachteile zu untersuchen. Nur so können unangenehme Überraschungen verhindert werden.

Moderne Zulassungsverfahren von PSM stützen sich deshalb auf einen Abwägungsprozess von Nutzen und Risiken. Die Basis ist eine objektive und wissenschaftlich fundierte Risikoprognose.

Methode

Umweltverträglichkeitsprüfung von Pflanzenschutzmitteln

Nach Gesetz dürfen nur PSM in Verkehr gebracht werden, die keine negativen Nebenwirkungen auf Mensch und Umwelt haben (Pflanzenschutzmittelverordnung, SR 916.161, 18. Mai 2005). Die Umweltverträglichkeit muss deshalb für alle PSM geprüft werden, bevor eine Bewilligung erteilt wird.

Die Gruppe Ökotoxikologie der Forschungsanstalt Agroscope Changins-Wädenswil ACW prüft, ob und wie Pflanzen und Tiere mit einem PSM in Kontakt kommen können, und ob sie dadurch gefährdet sind oder nicht. Das Spektrum der beurteilten Organismen reicht von den Wasserorganismen (Fische, Fischnährtiere und -pflanzen), Bodenorganismen (Regenwürmer, Bodenarthropoden und -mikroorganismen), Insekten (Nützlinge und andere Arthropoden) und Säugetieren bis hin zu den Vögeln (Daniel *et al.* 2007).

Diese Publikation fokussiert auf Vögel, weil viele Vogelarten besonders an landwirtschaftliche Gebiete gebunden sind: In Europa brütet ein Viertel der Arten auf landwirtschaftlichen Flächen, und noch viel mehr Arten suchen dort ihre Nahrung (Schifferli 2000).

Risikoprognose vor der Zulassung

Um das Risiko eines PSM auf Vögel zu prognostizieren, braucht man Informationen über die Toxizität und über die Exposition der Vögel mit dem PSM im Feld. Nach Paracelsus gilt «... allein die Dosis macht das Gift». Darum gibt erst der Vergleich zwischen Toxizität und Exposition ein Mass für das Risiko.

Die **Toxizität** von PSM für Vögel wird von spezialisierten Firmen im Labor getestet. Die Ergebnisse werden von den gesuchstellenden Firmen den Zulassungsbehörden eingereicht. Es werden akute Tests, kurzfristige Fütterungsstudien und Reproduktionsstudien mit empfindlichen Standard-Arten wie der Stockente (*Anas platyrhynchos*) und der Wachtel (*Colinus virginianus*) durchgeführt. In akuten und kurzfristigen Studien wird beobachtet, ab welcher Dosis die Vögel in ihrem Verhalten (z. B. Nahrungsaufnahme) beeinträchtigt werden, im Gewicht abnehmen oder sterben. Aus der Sterberate

Zusammenfassung

Die Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln (PSM) auf die Umwelt müssen vor einer Zulassung beurteilt werden. Die Gruppe Ökotoxikologie der Forschungsanstalt Agroscope Changins-Wädenswil ACW prüft, ob Pflanzen und Tiere durch PSM gefährdet sind. Für Vögel verwendet man Prognosemodelle, die auf vorsichtigen Annahmen basieren. Weil ein Modell nie die ganze Komplexität der Realität erfassen kann, bleibt aber eine gewisse Restunsicherheit. Anhand von Monitoringstudien mit Vögeln können nach der Zulassung zusätzliche Informationen über die Unbedenklichkeit oder Bedenklichkeit von PSM im Feld gewonnen werden. Monitoringstudien haben ihre Grenzen, sind aber dennoch ein wichtiges komplementäres Instrument neben der Risikoprognose vor der Zulassung. Sie können helfen, Risiken von PSM für Vögel besser zu verstehen, unerwartete Probleme zu erkennen und Massnahmen zur Risikominderung zu definieren.

wird die letale Dosis für 50% der untersuchten Tiere (LD50) bestimmt. In Reproduktionsstudien wird beobachtet, ab welcher Dosis die Vögel Effekte zeigen in Bezug auf Anzahl gelegter Eier, Qualität der Eier, Anzahl der daraus geschlüpfter gesunder Jungen, Verhalten und Gewicht. Der ausschlaggebende Endpunkt ist hier der Dosierungslevel, bei dem keine Effekte (*No Observed Effect Level*= NOEL) auf die Reproduktion beobachtet werden.

Die **Exposition** der Vögel gegenüber PSM erfolgt hauptsächlich über die Nahrung. Man nimmt an, dass Vögel mit einem PSM in Kontakt kommen, indem sie in einem behandelten Feld «kontaminierte» Nahrung zu sich nehmen. Samenfressende Vögel können nach der Saat gebeizte Getreidekörner von der Bodenoberfläche direkt aufnehmen. Insektenfressende Vögel können sich von Insekten und herbivore Vögel von fressbaren Pflanzen aus den gespritzten Feldern ernähren. Das Mass für die Exposition ist der ETE-Wert («*Expected Theoretical Exposure*»); dieser besteht aus zwei Teilen: den zu erwartenden PSM-Rückständen in der Nahrung und der Menge aufgenommener Nahrung durch den Vogel

(Abb. 1a). Für die Berechnung des ETE-Wertes sind Informationen über agronomische Praxis, Verhalten des PSM in der Umwelt, Biologie und Ökologie der exponierten Vögel nötig (Abb. 1b–1e). Agronomische Parameter sind die Applikationsrate (AR), der «Multiple Application Factor» MAF (Mass für die Auswirkung mehrerer Applikationen), und die «Crop Interception» CI (der von der Pflanze zurückgehaltene Anteil des applizierten PSM; Abb. 1b). Als weitere Kenngrösse kommt der Ftwa dazu, der den Abbau des PSM auf der Nahrung berücksichtigt (Abb. 1c). Biologische Parameter sind der Vogeltyp, der Nahrungstyp und die erwarteten Rückstände (RUD), das Körpergewicht (KG) und die Fressrate (FIR) des Vogels (Abb. 1d). Nach Bedarf werden zusätzlich Feldbeobachtungen durchgeführt, um die Habitatnutzung der relevanten Vogelarten (PT), dessen Ernährungsverhalten (PD) und ein allfälliges PSM-Meidungsverhalten (AV) zu ermitteln (Abb. 1e).

Zur Abschätzung des Risikos wird der ETE-Wert mit dem ermittelten Toxizitätspunkt verglichen. Daraus resultiert der sogenannte TER-Wert («Toxicity-Exposure-Ratio»). Der TER-Wert wird mit festgelegten Triggerwerten verglichen: 10 für die Mortalität und 5 für die Reproduktion. Wenn der TER-Wert tiefer als der Triggerwert ist, kann ein akutes Risiko respektive ein Reproduktionsrisiko nicht ausgeschlossen werden.

Das detaillierte Vorgehen ist in der EU-Richtlinie zur Risikobeurteilung für Vögel und Säuger SANCO (2002) festgelegt. Diese Richtlinie wurde kürzlich umfassend überarbeitet und im Dezember 2009 von der EFSA veröffentlicht (EFSA 2009). Die Änderungen in der neuen Richtlinie werden dieses Jahr von der Gruppe Ökotoxikologie der ACW geprüft und gezielt implementiert. Dadurch wird die Risikobewertung weiter optimiert und mit der EU harmonisiert.

Resultate und Diskussion

Grenzen der Risikoprognose

In der Risikoprognose möchte man nicht die Gefahr eingehen, ein Risiko zu unterschätzen; darum sind in der Bewertung gewisse Sicherheitsmargen eingebaut. In der Realität bleibt aber trotzdem eine Restunsicherheit, weil die Komplexität der Umwelt sich nicht restlos kontrollieren und erfassen lässt. Es gibt verschiedene Gründe, wieso im Feld Effekte auftreten können, mit denen nicht gerechnet wurde:

- Besondere Konstellation von Faktoren und Umständen im Feld: wenn Vögel von Krankheiten, ungünstigen klimatischen Verhältnissen, Nahrungsmangel oder anderen Stressfaktoren bereits geschwächt sind,

$$\text{ETE} = \underbrace{(\text{RUD} * \text{AR} * \text{CI} * \text{MAF} * \text{Ftwa})}_{\text{Rückstände in der Nahrung}} * \underbrace{(\text{FIR}/\text{KG}) * \text{PT} * \text{PD} * \text{AV}}_{\text{Nahrungsaufnahme}}$$

Abb. 1a | Berechnung des ETE (Expected Theoretical Exposure).



- Kultur und Applikationszeitpunkt
- Applikationsart (gespritzt, Saatbeiz, Granulat...)
- Applikationsrate: AR (kg Wirkstoff/ha)
- Anzahl Applikationen: MAF (Multiple Application Factor)
- Wachstumsstadium: CI (Crop Interception)

Abb. 1b | Agronomische Praxis.



- Physikalisch-chemische Eigenschaften
- Abbau in Wasser, Boden, Vegetation, Insekten, Würmern:
- Ftwa (time-weighted averaging factor)

Abb. 1c | Verhalten des PSM in der Umwelt.



- Vogeltyp (z. B. kleiner Insektenfressender): KG (Körpergewicht), FIR (Fressrate)
- Nahrungstyp (z. B. kleine Insekten)
- Rückstände: RUD-Werte = Residues per Unit Dose, für 1 kg Wirkstoff/ha (Standard-Wert aus der Literatur oder gemessen)

Abb. 1d | Biologie der Vögel.



- Relevante Vogelart in der Kultur und Jahreszeit?
- Auch in unbehandelten Flächen?
- PT (Part of Time in the treated area)
- Auch andere Nahrungstypen? PD (Part of Diet of different food types)
- Meidungsverhalten? AV (Avoidance Factor) (für die ökologischen Faktoren sind meistens Feldbeobachtungen nötig)

Abb. 1e | Ökologie der Vögel.

kann ihre Empfindlichkeit gegenüber PSM unerwartet hoch sein (Buerger *et al.* 1994). Auch kann die lokale landwirtschaftliche Struktur und das Vorhandensein von natürlichen Habitaten die Flucht und Erholung der Tiere, und dadurch die Risiken auf Populationsebene, beeinflussen (Hart 1990a).

- Besonders kritische Formulierungen: PSM, die als Granulat, Köder und Saatbeizmittel formuliert sind, haben eine hohe Wirkstoffkonzentration. Bei diesen PSM-Typen bestehen die grössten Unsicherheiten betreffend der Risiken, weil die Genauigkeit der Anwendung und das Verhalten der Vögel die Exposition entscheidend beeinflussen können (Hart 1990b).

Kritische PSM

Es gibt bestimmte PSM-Klassen, bei denen grössere Unsicherheiten betreffend der Risiken für Vögel bestehen. Es sind oft ältere Wirkstoffklassen wie beispielsweise die Carbamate und die Organophosphate oder die Rodentizide (Devine & Furlong 2007). Fälle von Vogelvergiftungen sind für mehrere Wirkstoffe bekannt, u. a. Chlorpyrifos und Diazinon (Cox 1991), Thiram (Riedel & Grün 1986), Dimethoate, Methiocarb und Carbosulfan (BVL 2004) sowie Carbofuran (Dietrich *et al.* 1995, Jenni-Eiermann *et al.* 1996, Barnett *et al.* 2007, Kupper *et al.* 2007). Diese Wirkstoffe werden zur Zeit in der EU im Rahmen eines Überprüfungsprogrammes für alle Wirkstoffe neu beurteilt (gemäss der Ratsrichtlinie 91/414/EWG, Artikel 8). Wirkstoffe, die nach dieser Neubeurteilung weiter zugelassen werden, sind mögliche Kandidaten für ein Monitoring nach der Zulassung.

«Passives» Monitoring nach der Zulassung

Durch das «passive» Monitoring von beobachteten Vogelvergiftungen ist es möglich, zusätzliche Informationen über eine mögliche Bedenklichkeit von PSM zu bekommen. In vielen Ländern gibt es zuständige Stellen, bei denen vergiftete Wildtiere gemeldet werden können. Im Vereinigten Königreich ist es beispielsweise die DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs), und in Deutschland das BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit). Diese Organisationen erfassen systematisch alle Tierversorgungsfälle und publizieren sie regelmässig (z. B. BVL 2004). In der Schweiz werden tote Vögel meistens der Schweizerischen Vogelwarte in Sempach oder einer regionalen Vogelpflegestation gemeldet und zugesandt. Die Ursache der Todesfälle wird punktuell abgeklärt, und es wird unter anderem geprüft, ob es einen Zusammenhang mit der Anwendung von PSM gibt. Dazu braucht es gezielte morphologische und toxikologische Analysen der verstorbenen Tiere und eventuell Untersuchungen an der Fundstelle.

Die meisten Wildtierversorgungen sind unbeabsichtigt und werden beispielsweise durch Überdosierung oder durch Nichtbeachtung von Sicherheitshinweisen verursacht. Nur selten werden Vögel mit toxischen PSM absichtlich vergiftet. Überdosierungen können bei kleinflächigen Behandlungen und bei schwierig zu dosierenden PSM, z. B. bei der Handstreuung von Granulaten, relativ schnell vorkommen (Kupper *et al.* 2007). In der Schweiz existiert eine Reihe von Sicherheitshinweisen (Pflanzenschutzmittelverordnung, SR 916.161, 18. Mai 2005, Anhang 5): Rodentizidköder müssten immer kontrolliert aufgestellt werden und die dadurch getöte-

ten Mäuse müssen immer entfernt werden (SPr 1, 2 und 3). Für gebeizte Samen, Schneckenkörner und Granulate sind zwei Auflagen möglich: „«SPe 5: Zum Schutz von Vögeln muss das Pflanzenschutzmittel vollständig in den Boden eingearbeitet werden; es ist sicherzustellen, dass das Pflanzenschutzmittel auch am Ende der Pflanzbeziehungsweise Saatreihen vollständig in den Boden eingearbeitet wird; Spe 6: Zum Schutz von Vögeln muss das verschüttete Pflanzenschutzmittel beseitigt werden». Wenn man diese Sicherheitshinweise nicht beachtet, können die Samen oder Granulate für Vögel zugänglich sein und in tödlichen Mengen aufgenommen werden (Barnett *et al.* 2007).

Eine Verringerung von unsachgemässen Anwendungen von PSM ist notwendig. Eine Verstärkung der Kontrollen wäre gegebenenfalls nützlich, aber sehr aufwendig (Ellenberg 1992). Ein wichtigeres Instrument ist die Information und die Sensibilisierung der Anwender.

Gezieltes Aktiv-Monitoring

Für bestimmte kritische PSM wäre es gut, nach der Zulassung die im Feld tatsächlich vorkommenden Effekte gezielt zu überprüfen und zu überwachen. Dass Dieldrin als Saatbeizmittel für Vögel gefährdend ist, wurde beispielsweise anhand von einem Monitoring bestätigt, und ein weiteres Monitoring nach dem Zurückziehen der Zulassung für dieses PSM zeigte, dass das Problem gelöst wurde (Riley 1990). Solche «aktiven» Feldstudien sind in den USA für gewisse PSM sogar eine Voraussetzung für eine Bewilligung (Turner 1990). Gezielte Monitoringstudien können auch verwendet werden, um Anbausysteme zu vergleichen. Fluetsch und Sparling (1994) untersuchten beispielsweise die Vogelgemeinschaft in konventionellen Obstanlagen (behandelt mit synthetischen Insektiziden, Akariziden, Fungiziden und Herbiziden) oder in Bio-Obstanlagen (Pflanzenschutz mit natürlichen Pflanzenextrakten und Nützlingen, keine Verwendung von Herbiziden). In konventionell bewirtschafteten Obstbauanlagen waren im Vergleich zu den Bio-Betrieben höhere Vogel mortalitäten, reduzierte Reproduktionserfolge und eine tiefere Artendiversität zu finden.

Feldstudien können auch verwendet werden, um zu überprüfen, ob die Risikoprognosemodelle für Vögel genügend Schutz bieten. Im Rahmen der Revision der EU-Richtlinie zu Vögel und Säuger (SANCO 2002) wurde anhand von Literaturdaten ein Vergleich zwischen prognostizierten und im Feld tatsächlich beobachteten Risiken durchgeführt (EFSA 2008, Appendix 2). In einigen Fällen wurden im Feld weniger tote Vögel gefunden als mit den Modellen prognostiziert wurde (falsch Negati-

ve). Andererseits zeigten aber mehrere der als unproblematisch eingestuften Feldapplikationen unvorhergesehene Mortalitäten (falsch Positive). Dies bestätigt, dass Prognosemodelle eine gewisse unvermeidbare Restunsicherheit mit sich bringen.

Grenzen und Möglichkeiten von Monitoring.

Passives Monitoring kann in gewissen Fällen unerwartete Effekte von PSM im Feld erfolgreich aufzeigen (z. B. Stanley und Bunyan 1979). Es gibt aber Hinweise, dass die dokumentierten Vergiftungsfälle nur ein Teil der realen Auswirkungen von PSM darstellen (Balcomb 1986). Dafür gibt es verschiedene Gründe: Tote Vögel bleiben oft unentdeckt, insbesondere kleine und unauffällige Vögel; normalerweise werden Todesfälle nur bei grossen und auffälligen Vögel wie Greifvögel, Gänse und Enten bemerkt (Jenni-Eiermann *et al.* 1996). Erfahrungsgemäss wird auch nur ein kleiner Teil davon gemeldet, meistens nur dann, wenn es sich um schöne und seltenere Arten handelt. Tote Tiere werden zudem meist sofort von Räubern oder Aasfressern abgeräumt und gefressen. Balcomb (1986) zeigte in einer Studie, dass innerhalb von 24 Stunden 62–92 % der toten Vögel vom Feld verschwanden. Mineau und Collins (1988) fanden eine ähnlich hohe Verschwindequote, vor allem bei kleinen Singvögeln. Vögel sind zudem oft sehr mobil und können sich z. T. nach einer Vergiftung an einem sicheren Ort verstecken, um dann erst später, weit weg von der Vergiftungsstelle, zu sterben (Vyas 1999). PSM können darüber hinaus auch verspätet wirken, je nach Wirkmechanismus und Akkumula-

tion im Fettgewebe (Evans 1990). Falls der Fund zeitlich verspätet und räumlich verschoben ist, ist es schwierig, einen kausalen Zusammenhang zwischen PSM-Anwendung und Vergiftung herzuleiten.

Die Eignung von «aktivem» Monitoring, um Effekte von Pestiziden auf Vögel direkt zu erfassen, wird kontrovers diskutiert. Besonders die Repräsentativität und Realitätsnähe dieser aufwendigen Studien wird in Frage gestellt (Oelke 2002). Die Ergebnisse von Feldstudien hängen sehr stark von den Bedingungen im Feld, sowie von Erfassungsmethode und -genauigkeit ab. Falls Effekte beobachtet werden, ist die Interpretation meist schwierig, weil die reinen PSM-Effekte von den allgemeinen Folgen der landwirtschaftlichen Intensivierung nicht trennbar sind (Scharenberg 2008). Wenn keine tote Tiere beobachtet werden, bedeutet dies wiederum nicht, dass es auch keine Todesfälle gegeben hat (Fischer 1990).

Die grösste Lücke von «aktivem» und «passivem» Monitoring ist die Schwierigkeit, Effekte auf Verhalten und Reproduktion direkt zu erfassen, zu messen und zu dokumentieren. Solche Effekte beeinträchtigen möglicherweise die Vogelpopulationen und Biodiversität am stärksten.

Obwohl Monitoringstudien ihre Grenzen haben und nur bedingt brauchbar sind, um PSM-Effekte im Feld direkt zu erfassen, sind sie ein wichtiges komplementäres Instrument neben der Risikoprognose vor der Zulassung. Monitoring kann helfen, Risiken von PSM für Vögel besser zu verstehen, unerwartete Probleme zu erkennen und Massnahmen zur Risikominderung zu definieren. ■

Literatur

- Balcomb R., 1986. Songbird carcasses disappear rapidly from agricultural fields. *Auk* **103**, 817–820.
- Barnett E. A., Fletcher M. R., Hunter K., Taylor M. J. & Sharp E. A., 2007. Pesticide poisoning of animals in 2006. Investigations of suspected incidents in the UK. A report of the Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides 2007.
- Buerger T. T., Mortensen S.R., Kendall R. J. & Hooper M. J., 1994. Metabolism and acute toxicity of methyl parathion in pen-reared and wild northern bobwhites. *Environmental Toxicology and Chemistry* **13** (7), 1139–1143.
- BVL, 2004. Meldungen über Pflanzenschutzmittelvergiftungen von Wirbeltieren (1998–2003).
- Cox C., 1991. Pesticides and birds: from DDT to today's poison. *Journal of Pesticide Reform* **11** (4), 2–6.
- Daniel O., Gandolfi M., Aldrich A., Baumann H. & Büchi R., 2007. Ökotoxikologische Risikoanalysen von Pflanzenschutzmitteln. *Agrarforschung* **14** (6), 266–271.
- Devine G. J. & Furlong M. J., 2007. Insecticide use: contexts and ecological consequences. *Agriculture and Human values* **24**, 281–306.
- Dietrich D. R., Schmied P., Zweifel U., Schlatter Ch., Jenni-Eiermann S., Bachmann H., Bühler U. & Zbinden N., 1995. Mortality of birds of prey following field application of granular Carbofuran: a case study. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **29**, 140–145.
- EFSA (European Food Safety Authority), 2008. Scientific Opinion of the Panel on Plant protection products and their Residues (PPR) on the Science behind the Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals. *EFSA Journal* **2008** **734**, 1–181.
- EFSA (European Food Safety Authority), 2009. Guidance Document on Risk Assessment for Birds & Mammals. *EFSA Journal* **2009** **7** (12), 1438 (139 p.). Zugang: www.efsa.europa.eu.
- Ellenberg H., 1992. Vögel und Pestizide – zur Einführung. In: Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung. (Ed. H. Gemmeke & H. Ellenberg). Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 280, Berlin, 11–14.
- Evans P. R., 1990. Population dynamics in relation to pesticide use, with particular reference to birds and mammals. In: Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife (Ed. L. Somerville & C.H. Walker). Taylor & Francis, 307–317.
- Fischer D. L., 1990. Problems in the estimation of percent mortality in carcass searching studies. In: Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife (Ed. L. Somerville & C.H. Walker). Taylor & Francis, 285–290.
- Fluetsch K. M. & Sparling D. W., 1994. Avian nesting success and diversity in conventionally and organically managed apple orchards. *Environmental Toxicology and Chemistry* **13** (10), 1651–1659.
- Hart A. D. M., 1990a. The assessment of pesticide hazards to birds: the problem of variable effects. *Ibis* **132**, 192–204.

Riassunto

Uccelli e prodotti fitosanitari: valutazione dei rischi e monitoraggio
 Gli effetti collaterali dei prodotti fitosanitari (PFS) sull'ambiente devono essere valutati prima di un'autorizzazione. Il gruppo di ecotossicologia di ACW esamina con l'aiuto di modelli i potenziali rischi dei PFS su piante e animali, tra cui gli uccelli. Poiché un modello non può mai cogliere integralmente la complessità della realtà, alcune incertezze rimangono. Grazie a studi di monitoraggio è possibile ottenere anche dopo un'autorizzazione ulteriori informazioni sulla sicurezza o i rischi dei PFS sugli uccelli. Il monitoraggio ha i suoi limiti, tuttavia è un importante complemento alla prognosi del rischio con modelli. Infatti può contribuire a capire meglio l'impatto dei PFS sugli uccelli, ad individuare problemi imprevisti e a definire misure per la riduzione dei rischi.

Summary

Birds affected by pesticides? Risk assessment and monitoring
 Prior to authorization, the side-effects of pesticides on the environment must be evaluated. The Ecotoxicology group at ACW assesses by means of models the potential risks of pesticide uses to plants and animals, including birds. Since a model can never incorporate the whole complexity of reality, uncertainty remains. With the help of passive or active monitoring after authorization, additional information can be gathered about safety or danger of a pesticide to birds. Even if monitoring studies have their limits, they are an important complement to the risk assessment based on models. They help to understand the risks of pesticides for birds, to identify unexpected problems and to define measures for risk mitigation.

Key words: birds, pesticides, risk, monitoring.

- Hart A. D. M., 1990b. Behavioural effects in field tests of pesticides. *In: Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife* (Ed. L. Somerville & C.H. Walker). Taylor & Francis, 165–180.
- Hartner L., 1981. Wie schädigen die chlorierten Kohlenwasserstoffe die Vögel? Einführung. *Ökologie der Vögel* 3, Sonderheft «Greifvögel und Pestizide», 33–38.
- Jenni-Eiermann S., Bühler U. & Zbinden N., 1996. Vergiftungen von Greifvögeln durch Carbofurananwendung im Ackerbau. *Der Ornithologische Beobachter* 83, 69–77.
- Kupper J., Baumgartner M., Bacciarini L. N., Hoop R., Kupferschmidt H. & Naegeli H., 2007. Carbofuran-Vergiftung bei wildlebenden Stockenten. *Schweiz. Arch. Tierheilk.* 11, 517–520.
- Mineau P. & Collins B. T., 1988. Avian mortality in Agro-Ecosystems. 2. Methods of Detection. BCPC Mono. *Environmental Effects of Pesticides* 40, 13–40.
- Oelke H., 2002. Vogelmonitoring im Kulturland – Möglichkeiten und Grenzen der Feldmethoden. *In: Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung.* (Ed. H. Gemmeke & H. Ellenberg). *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 280, Berlin, 181–187.
- Riedel B. & Grün G., 1986. Die vogeltoxikologische Bewertung von Thiram, Carboxin und Carbendazim als Saatgutbeizmittel für Getreide. *Nachrichtenblatt für den Pflanzenschutz in der DDR* 40, 147–151.
- Riley D., 1990. Current testing in the sequence of development of a pesticide. *In: Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife* (Ed. L. Somerville & C.H. Walker). Taylor & Francis, 11–24.
- SANCO, 2002: Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals Under Council Directive 91/414/EEC (SANCO/4145/2000-final, 25 September 2002).
- Scharenberg W., 2008. Unerwünschte Pestizid-Effekte in terrestrischen Ökosystemen, mit dem Hauptfokus auf die Avifauna. Dokumentation des PAN (Pestizid Aktions-Netzwerk) Workshops «Biodiversität versus Pestizide», Hamburg, 2008.
- Schifferli L., 2000. Changes in agriculture and the status of bird breeding in European farmland. *In: Ecology and conservation of lowland farmland birds* (Ed. N. J. Aebischer, A. D. Evans, P. V. Grice & J. A. Vickery). Proc. BOU Conference 1999, 17–25.
- Stanley P. I. & Bunyan P. J., 1979. Hazard to wintering geese and other wildlife from the use of dieldrin, chlorfenvinphos and carbophenothion in wheat seed treatments. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 205, 31–45.
- Turner L. W., 1990. Objectives of terrestrial field studies. *In: Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife* (Ed. L. Somerville & C. H. Walker). Taylor & Francis, 25–31.
- Vyas N. B., 1999. Factors influencing estimation of pesticide-related wildlife mortality. *Toxicology and Industrial Health* 15, 186–191.