

Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 153, 107-115.

Menzi H., und A. Nefel., 1993. Ammoniak - Ein Molekül, das Landwirtschaft und Umwelt beschäftigt. *Schweiz. Landw. Fo.* 32, 103-111.

Paass F., 1993. Ammoniakemissionen nach Gülledüngung auf Grünland. Diss. Institut für Pflanzenbau der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

## RÉSUMÉ

### Réduction des émissions d'ammoniaque lors d'épandage de lisier

Environ la moitié de l'azote contenue dans le lisier se rencontre sous la forme d'ammonium. Lors de l'épandage de fumure organique liquide, une partie importante de cet ammonium s'évapore dans l'air. Les pertes en ammoniaque provoquées par les épandages de fumure organique représentent environ 40 à 50 % de la pollution totale provoquée par l'ammoniaque. Lors de l'épandage de lisier sur les prairies, 35 à 92 % de l'ammonium se perd sous forme d'ammoniaque (Paass, 1993) et sur un sol cultivé ces pertes varient entre 12 et 65 % (Horlacher et Marschner 1990). La plus grande partie de ces pertes sont

évitable car 70 à 90 % de celles-ci ont lieu dans les 24 premières heures après l'épandage. Les mesures à prendre pour les éviter, que ce soit pour les prairies ou les sols cultivés, doivent donc être prises immédiatement après l'apport. Dans les sols cultivés, l'enfouissement immédiat du lisier permet de réduire la volatilisation de l'ammoniaque, alors que dans les prairies l'injection du lisier dans le sol est nécessaire. Le choix du moment de l'épandage est également très important. Si celui-ci a lieu avant ou pendant une pluie, on peut réduire jusqu'à 80 % les pertes. Les pertes en ammoniaque peuvent également être diminuées de 30 à 50 % si l'on dilue le lisier ou que l'on arrose le sol immédiatement après l'apport (Paass 1993). Pendant la journée, les pertes sont moins importantes lorsque l'apport est effectué tôt le matin. Sur les prairies, un épandage en bande permet de réduire les émissions d'ammoniaque de 50 à 60 %.

## SUMMARY

### Measures to reduce ammonia emissions after application of cattle slurry

About half of the nitrogen contained in cattle slurry is present as ammonium. Significant losses of ammonium as am-

monia can occur after application of cattle slurry onto field and grassland sites. Ammonia losses after manure application account for about 40 to 50 percent of the total ammonia emissions. Volatilization losses from slurry application ranged from 35 to 92 percent of the applied  $\text{NH}_4\text{-N}$  under grassland cropping (Paass 1993) and from 12 to 65 percent under field cropping (Horlacher and Marschner 1990). There exist remedies to significantly reduce these losses. Because 70 to 90 percent of the losses occur in the first 24 hours measures to avoid ammonia losses must take place immediately after application. This can be achieved by direct incorporation of slurry onto field sites or injection on grassland sites. Choosing a suitable time shortly before a rainfall event or during rainfall can help to minimize ammonia losses up to 80 percent. Dilution of cattle slurry before application or watering by irrigation after application reduce ammonia losses by 30 to 50 percent (Paass 1993). Ammonia losses are smallest during the day when applied early in the morning.

**KEY WORDS:** Ammonia, ammonia losses, cattle slurry, nitrogen losses, slurry application.

## UMWELT



# Beurteilung von Pflanzenbehandlungsmitteln - Pragmatismus oder Dogmatismus?

Markus D. MÜLLER, Hulda BARBEN und Hans-Paul BOSSHARDT, Eidgenössische Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau (FAW), CH-8820 Wädenswil

In jüngerer Zeit sind Anstrengungen unternommen worden, um mit Hilfe von Entscheidungsbäumen zu einer einheitlichen Beurteilung des Umweltverhaltens von Pflanzenbehandlungsmitteln zu gelangen. In diesem Artikel werden Vor- und Nachteile dieses Ansatzes aufgezeigt und diskutiert. Der Transparenz der so erzielten Entscheide stehen gewichtige Nachteile des Verlustes an umweltrelevanten Informationen gegenüber. Anhand von Beispielen wird dargelegt, dass mit abwägendem, die konkreten Einsatzbedingungen sorgfältig berücksichtigendem Beurteilen von Nutzen und Risiko, wissenschaftlich fundiertere und realitätsnähere Ergebnisse erzielt werden.

Im Bewilligungsverfahren für Pflanzenbehandlungsmittel muss die Behörde zwischen dem Ziel «Schutz der Ernte», das primär mit dem Einsatz eines Produktes verfolgt wird, und dem Ziel «Schutz der Umwelt» abwägen. Dies ist in den schweizerischen Rechtsgrundlagen entsprechend festgehalten (hinreichende Eignung und keine wesentlichen nachteil-

ligen Nebenwirkungen, Anonym 1987). Die Beurteilung des Umweltverhaltens von Pflanzenbehandlungsmitteln nimmt deshalb im Registrierverfahren einen wichtigen Platz ein. Wegen der beträchtlichen Komplexität der dabei zu berücksichtigenden Prozesse (Verteilung in der Umwelt, Umwandlungs- und Abbaureaktionen) wurden von verschiedenen Orga-

nisationen Entscheidungsbäume (decision trees) entworfen und publiziert, um die mannigfach vernetzten Zusammenhänge in einer übersichtlichen Art und Weise zu organisieren (Klein *et al.* 1993, Anonym 1993a; Anonym 1993b). Die wesentlichen gemeinsamen Merkmale solcher Schemata, auch wenn sie sich in gewissen Details unterscheiden, sind:

Sie enthalten eine Abfolge von Kriterien, die den Benutzer durch das Schema zu einem Entscheid führt (z.B. genügende oder ungenügende Abbaubarkeit des Wirkstoffs, siehe unten).

Die Steuerung erfolgt durch ja/nein-Entscheide an den betreffenden Verzweigungen. Gewisse ja/nein-Entscheide werden durch bestimmte im voraus festgelegte Grenzwerte (trigger-values) gesteuert.

Die offensichtlichen Vorteile solcher Schemata sind:

Sie sichern vordergründig einen hohen Grad an Transparenz und Objektivität der zu treffenden Entscheide.

Diese Entscheide sind gegebenenfalls auch für Dritte nachvollziehbar, wenn die betreffende Datenbasis bekannt ist.

Die Nachteile sind etwas weniger offensichtlich, jedoch folgenschwer:

Die Abfolge und die relativen Gewichte der Fragestellungen, wie sie im Entscheidungsbaum vorgegeben sind, kann für viele Wirkstoffe und Produkte unangemessen oder falsch sein.

Der Zwang zu ja/nein-Entscheiden kann in vielen Fällen irreführend sein, da die Daten oft ein «wenn ...dann» erfordern.

Die Umweltbeurteilung von Pflanzenbehandlungsmitteln muss sich an den Produkten und ihren vorgesehenen Einsatzgebieten orientieren. Dies kann kaum angemessen in einem Schema festgehalten werden.

Aus einem starren Entscheidungsablauf mit ja/nein-Entscheiden wird in einem Verfahren, das die obigen Argumente einbezieht, ein Entscheidungsweg, der sozusagen mehrdimensional mit mannigfachen Rückkoppelungen und fallweise angepassten Fragestellungen der tatsächlichen Situation besser gerecht wird (siehe unten). Dabei geht zwangsläufig ein Teil der Transparenz nach aussen verloren. Im folgenden wollen wir anhand von zwei konkret vorgeschlagenen Entscheidungsbäumen (Klein *et al.* 1993) zur Beurteilung des Abbaus von Wirkstoffen im Boden sowie der Mobilität und der Auswaschung illustrieren, wie solche Schemata mit vorgegebenen «trigger values» aufgebaut sind und welche Informationsverluste mit einer so strukturierten Entscheidungsfindung einhergehen.

Die Mechanismen zur Entscheidungsfindung, wie sie seit geraumer Zeit im schweizerischen Bewilligungswesen in Gebrauch sind, schildern wir im letzten Abschnitt. Diese sind charakterisiert durch ausgesprochen interdisziplinäre Zusammenarbeit von Fachexperten im agronomischen, biologischen und umweltchemischen Gebiet. Dabei wird auch allfälligen Datenlücken nachgegangen, und die zugelassenen Produkte werden laufend an neue Gegebenheiten angepasst (z.B. neu auftretende Resistenzen von Schadorganismen). Das so erzielte Sortiment der Pflanzenbehandlungsmittel (Anonym 1993c) stellt dem Bauer wirk-

same und umweltschonende Mittel zur Produktion von qualitativ hochstehenden Produkten zur Verfügung. Diese Entscheidungsfindungen in den Sachgremien sind wegen der Komplexität der erörterten Fragen für Aussenstehende oft nicht leicht nachvollziehbar. Es wird hier deshalb versucht, neue Ansätze aufzuzeigen, um das Verständnis der Öffentlichkeit für die Umsicht und Gründlichkeit bei der Ausarbeitung der Bewilligungen auch ohne Zuhilfenahme von Beurteilungsschemata zu vertiefen.

### Wie kann das Abbauverhalten eines Wirkstoffs im Boden beurteilt werden?

Die Beurteilung des Abbauverhaltens eines Wirkstoffs und dessen Metaboliten basiert in der EG auf den Studien, deren Umfang in den Anhängen II und III der Richtlinie 91/414/EWG (Anonym 1991) festgelegt sind. Bezogen auf diese Datenbasis haben Klein *et al.* (1993) Schemata zur Beurteilung des Umweltverhaltens publiziert. Diese Entscheidungsbäume sollen in Deutschland, Dänemark und Holland angewandt werden. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich auf diese Arbeit.

Der erste ja/nein-Entscheid, der im Entscheidungsbaum «Persistenz im Boden» zu treffen ist (vgl. Abb. 1), ist die Frage «DT90 > 100 d?» (d.h. benötigte Zeit in Tagen bis 90 % des ausgebrachten Wirkstoffs abgebaut sind, *degradation time*

90 %). Bei kürzeren Zeiten ist Registrierung möglich, bei längeren werden zusätzliche Studien im Lysimeter oder im Freiland verlangt. Ist unter diesen Bedingungen die DT90 länger als ein Jahr, wird die Registrierung verweigert (ausser der Wirkstoff wird als unentbehrlich betrachtet).

Die Daten zu diesem Entscheid «DT90 > 100 d?» sind den Studien «Metabolismus im Boden» (Anhang II Ziffer 7.1.1) zu entnehmen. Nun sind unter Umständen die Studien mit radioaktiv markierten Wirkstoffen im Laboratorium nicht immer einfach zu interpretieren, da viele Wirkstoffe im Labor- sowie im Feldversuch Abbauverhalten zeigen, die von einer Kinetik 1. Ordnung deutlich abweichen. Dies ist in Abbildung 2 illustriert: sie zeigt die grafische Darstellung der Konzentrationsabnahme eines Wirkstoffs im Boden. Unter der Annahme, dass pro Zeiteinheit ein konstanter Anteil der vorliegenden Wirkstoffkonzentration abgebaut wird, ergibt sich die Gleichung:

$$\frac{C}{C_0} = e^{-kt} \quad (1)$$

mit  $C_0$  respektive  $C$  als Konzentrationen zur Zeit 0 und  $t$ . Aus einer solchen Abbildung lassen sich unter idealisierten Verhältnissen leicht die DT50 und DT90 (der Zeitbedarf, bis 50 % respektive 90 % des Wirkstoffs abgebaut sind) entnehmen (vgl. die Kurve 1 in Abb. 2). In vielen Fällen werden jedoch namhafte Abweichungen von einer solchen Kinetik beobachtet:

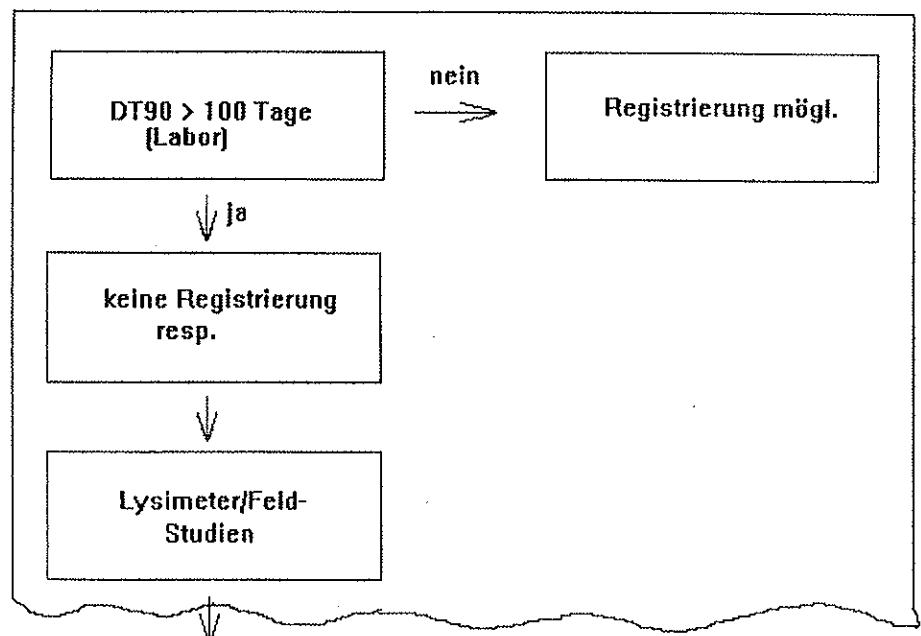


Abb. 1. Entscheidungsbaum «Persistenz im Boden» (Ausschnitt). DT 90 > 100 Tage: benötigte Zeit in Tagen, bis 90 % des ausgebrachten Wirkstoffs abgebaut sind.

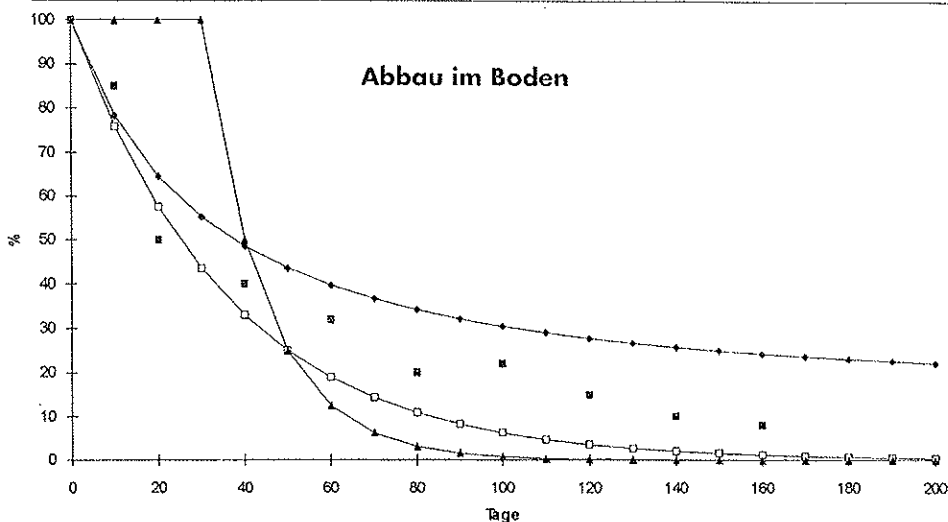


Abb.2. Abbau eines Wirkstoffs im Boden (in % der eingesetzten Menge, hypothetisch)  
Kurve 1: □; Kurve 2: ▲; Kurve 3: ●; gemessene Werte: ■. Für Details siehe Text.

Zu Beginn der Inkubation erfolgt kein Abbau (sog. lag-phase), nach einer gewissen Zeit setzt der Abbau ein (vgl. Kurve 2 in Abb. 2).

Nach einem raschen Abbau in einer ersten Phase verlangsamt sich die Abbau-geschwindigkeit bis hin zu einem völligen Stillstand (vgl. Kurve 3 in Abb. 2).

Bei Inkubation mit höheren Konzentrationen ergeben sich je nach Wirkstoff langsamere oder schnellere Abbauraten (in Abb. 2 nicht dargestellt).

Für den gleichen Wirkstoff ergeben sich, unter nominell gleichen Bedingungen wie Bodenfeuchte und Temperatur, in verschiedenen Böden meist deutlich verschiedene Abbauraten und Kurvencharakteristika wie lag-phase und Verlangsamung bei längeren Abbauezeiten). Dabei resultiert eine Kurvenschar, die sich je durch ein unterschiedliches  $k$  (vgl. Gleichung 1) und allfällige weitere Parameter unterscheiden.

Wie ausgeprägt solche Abbauraten für den gleichen Wirkstoff bei nominell gleichen Bedingungen (Temperatur, Feldkapazität) voneinander abweichen können, ist in Tabelle 1 (Laskowski *et al.* 1983) für einige Wirkstoffe festgehalten. So unterscheiden sich etwa die langsamste und schnellste Abbauraten von Glyphosate, einem wichtigen Kontakherbizid, um einen Faktor 19. Für Crotoxyphos, ein Insektizid, beträgt dieser Faktor gar 36. Diese Unterschiede im Abbauverhalten können teilweise mit einer Abnahme der mikrobiellen Biomasse oder mit für die Bodenmikrobiologie zunehmend schwieriger zugänglichen Rückständen erklärt werden; teilweise spielen auch Unterschiede von Boden-pH, Tongehalten und frühere Wirkstoffanwendungen eine Rolle (be-

Tab.1. Variabilität des Abbaus von Wirkstoffen in verschiedenen Böden unter nominell gleichen Bedingungen (Laskowski *et al.* 1983). Angabe als Faktoren schnellste/langsamste Abbauraten.

Wirkstoff (common name <sup>a</sup> )	Anzahl Böden	Abbauraten Faktoren
Crotoxyphos	3	36
Linuron	4	2
Glyphosat	4	19
Carbofuran	4	25
Picloram	13	19

<sup>a</sup>Für Konstitutionsformeln der betreffenden Wirkstoffe usw. vgl. zum Beispiel Pesticide Manual (Worthing und Hance 1991).

schleunigter oder gehemmter Abbau). Zudem kommen auch Fehler der verwendeten organischen Analytik dazu, die im Konzentrationsbereich  $\mu\text{g}$  oder  $\text{mg}$  Wirkstoff/kg mehrere Prozent Standardabweichung betragen können (Horwitz 1981). Eine reale, analytisch bestimmte Abbau-

kurve in einem Laborexperiment könnte etwa wie die Messpunkte in Abb. 2 aussehen. Die Punkte sind absichtlich nicht mit einer Linie verbunden. Eine statistische Auswertung einer solchen Kurve beinhaltet auch die Berechnung des Vertrauensbereichs (Fehlertrumpete) und würde aufzeigen, dass die Ermittlung der DT90 mit beträchtlichen Unsicherheiten behaftet ist (Öffnung der Fehlertrumpete in Richtung längere Versuchsdauer (Tage) und kleinere Rückstandskonzentrationen und damit grössere analytische Streuung). Unter Berücksichtigung dieser Argumente muss der Schwellenwert «DT90 <100 d» in mehrerer Hinsicht als wissenschaftlich ungenügend gesichert beurteilt werden. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Laborexperimente detaillierte Informationen zum Abbauverhalten eines Wirkstoffes liefern. Werden diese Informationen in einer Zahl (DT50 oder DT90) zusammengefasst, hat dies zur Folge:

Ein ja/nein-Entscheid wird gefällt, der in dieser Form wissenschaftlicher Betrachtung oft nicht standhält und den man deshalb als dogmatisch bezeichnen muss.

Wesentliche Informationen über das Verhalten des Wirkstoffs gehen verloren. Gerade die Informationen über Variabilitäten (z.B. in welchen Böden, wie schnell, mit welcher lag-phase usw.) sind in Zusammenhang mit der Beurteilung von vorgesehenen Anwendungen sehr wertvoll. Bei längeren Abbauezeiten («DT90 >100 d») werden Daten aus Lysimetern oder Freilandversuchen verlangt. Diese Daten sind oft mit beträchtlichen experimentellen Fehlern behaftet, da sich kleine Abweichungen beim Ausbringen des Wirkstoffes, Probennahmefehler und Va-

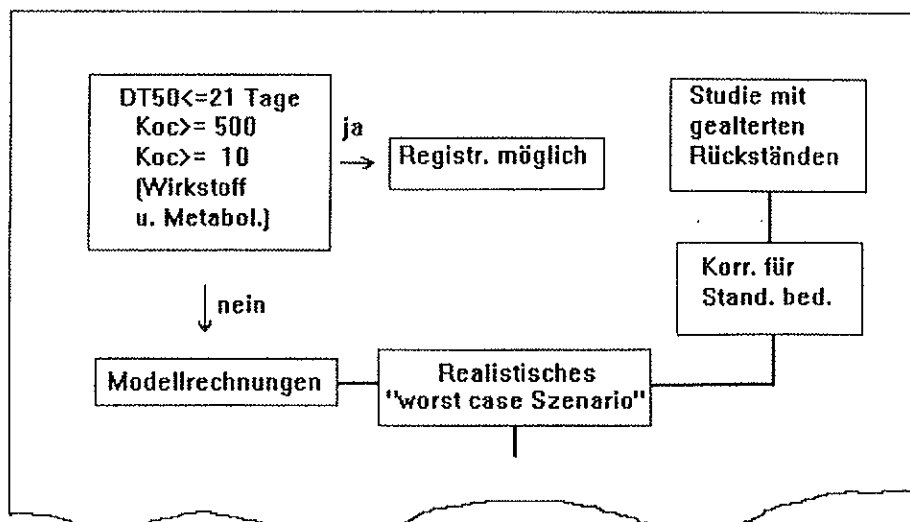


Abb.3. Entscheidungsbaum «Mobilität und Leaching» (Ausschnitt). Koc: Summe einer ganzen Reihe von Wechselwirkungen, die ein Wirkstoffmolekül mit verschiedenen, Bodeneinhaltsstoffen eingeht.

riabilitäten im Boden zu grossen Streuungen addieren können. Solche Variabilitäten sind in einem ja/nein-Schema mit fixen «trigger values» nur Störfaktoren. Diese Daten geben jedoch wichtige und wertvolle Informationen, die zur Beurteilung herangezogen werden müssen. Solche Daten können Aufschluss geben über den Einfluss von Aufwandmenge, Bewuchs und Durchwurzelung, von Bodenparametern usw. und gehen in einem fixen Schema weitgehend verloren. Erschwerend kann sich zudem auswirken, dass gewisse Wirkstoffe, die als optische Isomere (Testa 1983) eingesetzt werden, im Boden einer Änderung der Konfiguration (Epimerisierung) oder einem selektiven Abbau unterliegen (z. B. Triadimenol durch *Aspergillus niger*, Deas und Clifford, 1982). Dabei wird der Wirkstoff in seiner Zusammensetzung in einer Art verändert, die sich nicht in einer DT90-Angabe spiegelt. Wenn von einem Wirkstoff, der als Gemisch von zwei Diastereomerenpaaren eingesetzt wird (Testa 1983), eines der Isomere wesentlich längere Abbauezeiten aufweist, kann nach Abbau von 3/4 des Wirkstoffs der Rest sehr lange im Boden verbleiben und bei wiederholter Anwendung des Wirkstoffs akkumulieren. Solche und andere Probleme werden mit Hilfe des Entscheidungsbaumes nicht erkannt.

### Besteht Gefahr, dass Wirkstoffrückstände ins Grundwasser ausgewaschen werden?

Der Ausgangspunkt in diesem Schema sind die Daten für den Abbau des Wirkstoffs im Boden und die Bindung des Wirkstoffes an Bodenpartikel, ausgedrückt als Koc-Wert. Abbildung 3 zeigt den Ausschnitt aus dem Entscheidungsbaum «Mobilität und Leaching» (Klein *et al.* 1993). Beträgt die Halbwertszeit weniger als 21 Tage und liegen die Koc Werte höher als 500 für den Wirkstoff und 10 für die Hauptmetaboliten, ist eine Registrierung möglich. Andernfalls wird ein aufwendiges Prozedere mit Modellrechnungen und gegebenenfalls Lysimeter-Studien in Gang gesetzt. Für den «trigger value» 21 Tage gilt das für die Variabilitäten der Abbauezeiten im oberen Abschnitt Gesagte sinngemäss. Aber selbst eine vordergründig «einfache» Grösse wie der Koc ist eigentlich die Summe einer ganzen Reihe von Wechselwirkungen, die ein Wirkstoffmolekül

mit verschiedenen Bodeninhaltsstoffen eingehen kann. Experimentell wird eine wässrige Lösung der Substanz mit suspendiertem Bodenmaterial zusammengebracht und die Konzentrationen des Wirkstoffs im Bodenmaterial wird nach Einstellen des Gleichgewichts gemessen. Der Koc bestimmt sich nach der Gleichung 2:

$$Koc = \frac{Kd (\mu g / g)}{\% C_{org}} \quad (2)$$

mit Kd ausgedrückt als µg Wirkstoff adsorbiert pro g Erde und %C org als Anteil organischer Kohlenstoff im Boden (Hamaker und Thompson 1972). Die Wechselwirkungen wurden im Detail untersucht und diskutiert. Gerade für polare Moleküle, aber besonders für solche mit sauren oder basischen Gruppen, die im gängigen pH-Bereich von Böden Säure-Basen-Gleichgewichten unterliegen, dominieren pH-abhängige elektrostatische Wechselwirkungen die Adsorptionsphänomene bei weitem. Neben solchen Ionenaustauschphänomenen spielen Adsorptionen an anorganische Bodenanteile eine wichtige Rolle. Zudem besteht eine ausgesprochene Konzentrationsabhängigkeit, so dass es kaum erstaunt, wie gross auch in diesem Bereich die Abweichungen für den gleichen Wirkstoff in verschiedenen Böden sind. Dies heisst ja nichts anderes, als dass Adsorptionsphänomene im Boden teilweise nur schwach mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff korreliert sind. In Tabelle 2 sind Variabilitäten von verschiedenen Koc-Messungen für zwei Wirkstoffe, Atrazin und Linuron, aufgeführt (Hamaker und Thompson 1972). Während für Atrazin «nur» Werte unter 500 gefunden wurden (Bereich 50 bis 412) liegt bei Linuron ein Wert darunter (154), einer nahe bei 500 und die anderen deutlich darüber. Dieses Beispiel zeigt, wie solche Grenzwerte zu willkürlichen und wissenschaftlich nicht begründbaren Resultaten führen.

**Tab. 2. Variabilität des Koc<sup>a</sup> in verschiedenen Böden bei nominell gleichen Temperaturen**

Wirkstoff	Koc <sup>a</sup> gemessen
Atrazin	50; 52; 99; 161; 211; 412
Linuron	154; 560; 826; 1618

<sup>a</sup>Koc: Summe einer ganzen Reihe von Wechselwirkungen, die ein Wirkstoffmolekül mit verschiedenen Bodeninhaltsstoffen eingeht.

### Fachexperten arbeiten zusammen und fällen wissenschaftlich fundierte und realitätsnahe Entscheide

Die Daten betreffend Umweltverhalten sind mit einer beträchtlichen Variabilität behaftet. Diese voneinander abweichenden Ergebnisse werden hauptsächlich durch die Wechselwirkungen der Wirkstoffe und ihrer Um- und Abbauprodukte mit dem Boden hervorgerufen und sind im allgemeinen nicht auf unzulängliche Messtechniken zurückzuführen. Wenn diese komplexen Informationen in einem Entscheidungsbaum mit fixen Grenzwerten wie oben beschrieben auf eine Serie von ja/nein-Entscheiden reduziert werden, geht diese Information zum grössten Teil verloren und die Gefahr sachlich falscher Entscheide ist gross.

Wir betrachten die Beurteilung von Pflanzenbehandlungsmitteln und die damit verknüpften Fragestellungen als System von Bausteinen, in dem in einer beschreibenden Art und Weise die wesentlichen Resultate solcher Studien zusammenfassend festgehalten werden. Dies könnte, bezogen auf die Abbaukurve 2 in Abbildung 2 etwa so lauten:

«Der Wirkstoff wird in allen untersuchten Böden nach einer lag-phase von zum Beispiel 2, 4, 5 respektive 40 Tagen mit Halbwertszeiten von 25, ...Tagen abgebaut. Die Kinetik ist dabei über mehrere Halbwertszeiten annähernd konstant, DT 90 etwa 65 Tage.»

Abbildung 4 zeigt nun, aus welchen Bausteinen sich dann ein ganzes Bild «Beurteilung und Bewilligung eines Pflanzenbehandlungsmittels» zusammensetzt. Neben agronomischen Gegebenheiten und der Biologie des zu kontrollierenden Organismus sind die chemischen und physikalischen Aspekte, aber auch die Toxikologie und Ökotoxikologie wichtig. Es ist nun die Aufgabe des Gremiums von Sachverständigen aus allen diesen Gebieten das sinnvolle Nebeneinander und Miteinander dieser Puzzlesteine zu definieren.

Die Referenzpunkte sind dabei in gleichgewichtiger Weise:

der agronomisch sinnvolle Einsatz eines Produktes nach den Grundsätzen der integrierten Produktion mit dem Ziel der Sicherung der Ernte

Schutz der Umwelt (Boden, Wasser, Luft und Biota)

Schutz der Gesundheit der Anwender und der Konsumenten

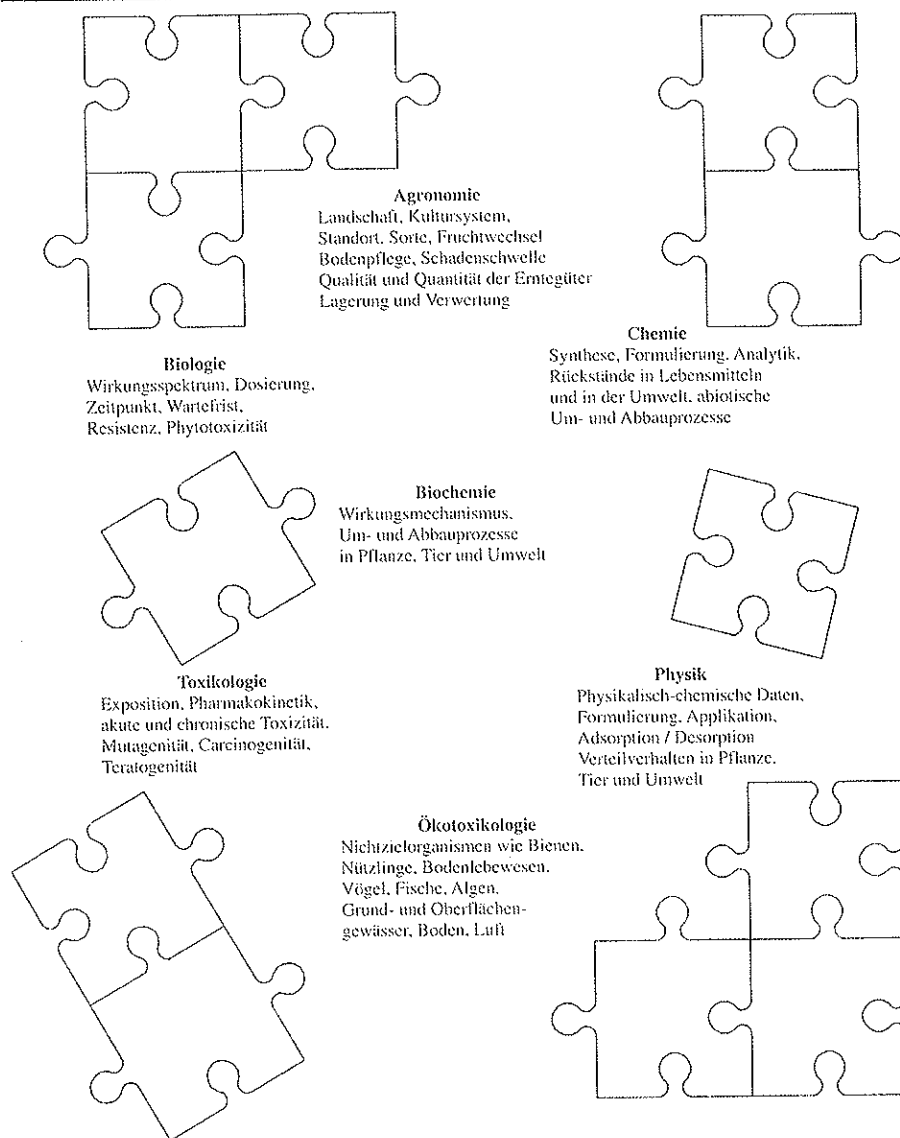


Abb.4. Für die Beurteilung von Pflanzenbehandlungsmitteln wichtige Bausteine.

Ausgangspunkt ist dabei in den meisten Fällen der agronomisch sinnvolle Einsatz eines Produktes. Diese Bausteine (Abb. 4) müssen je nach vorgesehenem Gebrauch neu geordnet werden und sind deshalb nicht in Schemata normierbar.

Am Beispiel eines selektiven Herbizids, das im Frühherbst im auflaufenden Raps eingesetzt wird, soll das pragmatische Vorgehen illustriert werden. Damit optimale Wirksamkeit erzielt wird und keine phytotoxischen Schäden am Raps auftreten, muss das Präparat in einem bestimmten Entwicklungsstadium eingesetzt werden. Schon aufgrund dieser Einsatzweise werden viele zu beurteilende Aspekte vergleichsweise bedeutungslos, dafür erhalten andere Fragestellungen besonderes Gewicht. Durch eine gute Formulierung (z.B. wasserlöslicher Beutel) und geringe akute Toxizität wird der Anwender kaum gefährdet und dieser Aspekt tritt in den Hintergrund. Durch die lange Zeitspanne

zwischen Anwendung und Ernte, die für den Abbau des Wirkstoffes zur Verfügung steht, tritt auch die Rückstandsfrage in den Hintergrund und der Schutz des Konsumenten ist gewährleistet. Ebenso werden Bienen nicht gefährdet (keine Blüten vorhanden). Hingegen erhalten die Fragen nach der Grundwassergefährdung und der Beeinträchtigung der Bodenlebewesen eine zentrale Bedeutung, weil der Wirkstoff eine mässige Mobilität im Boden aufweist, zwar relativ rasch abgebaut (DT50 in mehreren Böden einige Tage bis zwei Wochen) aber zu einem ungünstigen Zeitpunkt (niedrige Temperaturen, hohe Niederschläge) angewandt wird. Studien zum Verhalten des Wirkstoffes im Freiland, unter Bedingungen, die auf schweizerische Verhältnisse übertragbar sind, müssen deshalb zeigen, dass unter den vorgesehenen Bedingungen keine Verlagerung des Wirkstoffes oder dessen Um- und Abbauprodukte in tiefere Erdschich-

ten erfolgt und dass die Bodenlebewesen unter der zu erwartenden Exposition nicht beeinträchtigt werden. Bei günstigen Ergebnissen dieser Abklärungen kann das Produkt zugelassen werden.

Dieses in der Schweiz angewandte Vorgehen weist viele Ähnlichkeiten zum Verfahren auf, wie es die EG-Kommission zur Zeit entwickelt. Dabei wird den Sachverständigen ebenfalls ein wesentlicher Entscheidungsspielraum eingeräumt. Im Gegensatz dazu beziehen sich die vorgeschlagenen Entscheidungsbäume meistens nur auf Wirkstoffe und berücksichtigen somit die agronomischen Bedingungen nicht oder nur ungenügend. Daraus können sich leicht Fehlschlüsse ergeben (falsch-negative oder falsch-positive). Beide können für die Landwirtschaft, die Umwelt und den Menschen nachteilige Konsequenzen haben. So könnten einerseits agronomisch nützliche Produkte, welche umweltverträglich und in Strategien zur Resistenzverhütung und in der integrierten Produktion sinnvoll wären, den Bauern vorenthalten werden, andererseits können risikobehaftete Produkte aufgrund von Entscheidungsbäumen, die dem Problem nicht angepasst sind, zugelassen werden.

Das Endresultat der schweizerischen Bewilligungsentscheide ist öffentlich: Das jährlich veröffentlichte amtliche Verzeichnis der Pflanzenbehandlungsmittel (Anonym 1993c) gibt einen Überblick über die erhältlichen Präparate und ihre Verwendbarkeit. Es wäre zwar möglich, den Prozess der Entscheidungsfindung (das Zusammenpassen der Puzzlesteine) zu dokumentieren und in Form von Monographien einer weiteren Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Dem stehen zwei eher praktische Gründe entgegen:

Das Bewilligungswesen ist ein dynamisches System. Jedes Jahr kommen neue Wirkstoffe und Produkte dazu, andere verschwinden vom Markt. Vielfach sind allein markttechnische Gründe dafür verantwortlich, selten toxikologische, manchmal biologische Gründe. So kann die Resistenzentwicklung bei Schaderregern unter Umständen gewisse Wirkstoffe sehr schnell unwirksam machen. Solche Monographien benötigen einen grossen Zeitaufwand, und sie wären oft, kaum fertig, schon wieder überholt.

Der Nachvollzug dieser Entscheide würde wiederum ein Gremium von Fachexperten erfordern, das über detaillierte Kenntnisse in den verschiedenen Gebieten (vgl. Abb. 4) verfügen müsste. Viele

Daten werden in Handbüchern präsentiert (z.B. Worthing und Hance 1991; Domsch 1992), andere müssen aus Publikationen in Fachzeitschriften entnommen werden. Diese Daten müssen jedoch gesammelt, gesichtet und aufgearbeitet werden, was eine anspruchsvolle und aufwendige Arbeit bedeutet.

Daraus wird ersichtlich, dass sich wohl die Methoden zur Erarbeitung der Daten international harmonisieren lassen, dass aber dieselbe Datenbasis je nach nationalem Umfeld unterschiedlich interpretiert und gewichtet werden muss. Dies erklärt auch, weshalb in der Schweiz ein etwas anderes Produktesortiment als in den Nachbarländern im Handel ist, obwohl im wesentlichen dieselbe Datenbasis wie in den EG-Ländern die Grundlage zur Bewilligungserteilung bildet (Anonym 1983)

#### DANK

Wir danken Catherine Baroffio und Rolf Wacker herzlich für die Unterstützung bei der Abfassung dieser Arbeit.

#### LITERATUR

Anonym, 1983. Fragebogen zur Beurteilung von Pflanzenschutz- und Unkrautvertilgungsmitteln sowie Wachstumsregulatoren. Forschungsanstalt Wädenswil, 8820 Wädenswil.

Anonym, 1987. Verordnung über landwirtschaftliche Hilfsstoffe, Art. 9 Abs. 2. EDMZ Bern.

Anonym, 1991. 91/414/EWG: Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* 34, 1-34.

Anonym, 1993a. Criteria for Assessment of plant protection products in the registration procedure. Mitteilungen aus der biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 285.

Anonym, 1993b. Decision-Making Scheme for the Environmental Risk Assessment of Plant Protection Products. *EPPO Bulletin* 23, 1-165.

Anonym, 1993c. Verzeichnis der Pflanzenbehandlungsmittel. EDMZ Bern.

Deas A.H.B. and Clifford, D.R., 1982. Metabolism of the 1,2,4-Triazolylmethane Fungicides, Triadimefon, Triadimenol, and Diclobutrazol, by *Aspergillus Niger* (van Tiegh.). *Pesticide Biochemistry and Physiology* 17, 120-133.

Domsch K.H., 1992. Pestizide im Boden. Verlag Chemie, Weinheim, New York, Basel, Cambridge.

Hamaker J.W. and Thompson M.J., 1972. Adsorption. In: Organic Chemicals in the Soil Environment. Goring, C.A.L., and Thompson, M.J. eds., Dekker, New York.

Horwitz W., 1981. Analytical Measurements: How do you know your results are right? In: The pesticide chemist and modern toxicologist. Bandal S.K., Marco G.J., Golberg L. and Leng M.L., eds. ACS, Washington. *ACS Symposium Series* 160, 411-438.

Klein A.W., Goedicke J., Klein W., Herrchen M. and Kordel W., 1993. Environmental Assessment of Pesticides under Directive 91/414/EEC. *Chemosphere* 26, 5, 979-1001.

Laskowski D.A., Swann, R.L., McCall P.J. and Bidlack H.D., 1983. Soil degradation studies. *Residue Reviews* 85, 139-147.

Testa B., 1983. Grundlagen der organischen Stereochemie. Verlag Chemie, Weinheim.

Worthing C.R. and Hance R.J., 1991. The Pesticide Manual, 9th Ed. The British Crop Protection Conference, Farnham, UK.

#### SUMMARY

### Benefit-Risk Evaluation of Pesticides - Dogmatism versus Pragmatism

The use of decision trees has been suggested to assess the environmental behaviour of pesticides. The most important features of these decision making instruments (threshold values leading to a series of yes/no answers) are shown and discussed. The high inherent variability and complexity of the data describing the fate of pesticides in the environment however makes them not well suited for this type of data treatment, as most information is lost due to reduction of the data. This important drawback is illustrated using the topics degradation and adsorption of pesticide active material in soil. Decision trees cannot replace the careful evaluation, based on scientific evidence, of benefits and risks of the use of a product under the actual use conditions.

**KEY WORDS:** pesticides, environmental behaviour, decision trees, variability of data; expert knowledge

#### RÉSUMÉ

### Dogmatisme ou pragmatisme dans l'homologation des produits phytosanitaires

L'utilisation d'arbres de décision a été proposée pour estimer le comportement des pesticides face à l'environnement. Cette publication montre et estime les avantages et inconvénients de cette méthode. Les données décrivant l'évolution des pesticides face à l'environnement sont d'une grande variabilité et complexité. De ce fait elles ne sont pas adaptables d'une manière optimale à cette méthode car beaucoup d'informations sont perdues. Cette méthode ne peut remplacer l'évaluation soignée, en considérant les données scientifiques, des bénéfices et risques de l'utilisation d'un produit sous les conditions actuelles.