



Les transferts de pesticides utilisés sur gazon en France et la contamination des joueurs

Document de synthèse rédigé par Alexandre CHAIGNEAU (Ingénieur Agronome) sous la conduite de Gilbert CHAUVEL (Expert National ZNA - Cultures Ornementales)



Juillet 2004

SOMMAIRE

Sommaire	1
Introduction.....	4
I- Les transferts de pesticides utilisés sur gazon.....	5
1.1/ Mécanismes de transfert	5
Préambule.....	5
1.1.1/ Transfert par ruissellement de surface	5
1.1.2/ Transfert par lessivage	6
1.1.3/ Transfert par volatilisation.....	6
1.1.4/ Transfert par les déchets de tonte et devenir lors du compostage.....	6
1.2/ Facteurs influençant les transferts.....	6
1.2.1/ Facteurs pédoclimatiques et biotiques	7
1.2.2/ Propriétés physico-chimiques des produits phytosanitaires	9
1.2.3/ Pratiques culturales	13
1.3/ Récapitulatif des facteurs prépondérants de chaque voie de transfert	18
II- Comportement de transfert des substances actives utilisées en France	20
2.1/ Substances actives homologuées en France et autres matières actives soumises à l'étude	20
2.2/ Données expérimentales sur les transferts	21
2.2.1/ Persistance et dégradation des matières actives.....	21
2.2.2/ Données expérimentales sur les transferts par ruissellement.....	22
2.2.3/ Données expérimentales sur les transferts par lessivage et la distribution des pesticides dans les horizons du sol	26
2.2.4/ Importance de l'action du feutre sur les transferts dans les eaux	30
2.2.5/ Données expérimentales sur les transferts par volatilisation.....	31
2.2.6/ Données expérimentales sur les transferts par les déchets de tonte et lors du compostage	32
2.3/ Voies préférentielles de transfert des matières actives	33
III- Les résidus délogeables et volatiles et la Contamination humaine et des milieux aquatiques	35
3.1/ Voies de contamination humaine.....	35
3.1.1/ Par inhalation de résidus volatiles.....	35
3.1.2/ Dermique par les résidus délogeables.....	35
3.1.3/ Gastro-intestinale / orale par contact « main-bouche » par les résidus délogeables.....	35
3.2/ Les résidus délogeables.....	36
3.2.1/ Facteurs intervenant dans la production de résidus délogeables	36
3.2.2/ Données expérimentales	38
3.3/ Les résidus volatiles.....	38
3.3.1/ Facteurs intervenant dans la production de résidus volatiles.....	38
3.3.2/ Données expérimentales	38
3.4/ Contamination des joueurs et des professionnels	38
3.4.1/ Toxicité des produits utilisés	38
3.4.2/ Exposition, estimation du risque et molécules incriminées	39
3.5/ Contamination des milieux et de la faune sauvage.....	43
3.5.1/ La voie de contamination principale : le ruissellement	43
3.5.2/ Ecotoxicité des produits utilisés.....	43
3.5.3/ Estimation du risque et molécules incriminées.....	45
IV- Recommandations concernant la gestion phytosanitaire des aires engazonnées	46
4.1/ Mise en place d'un Système de Gestion Intégrée des Organismes Nuisibles.....	46

4.2/ Pratiques culturales et limitation des transferts	46
4.2.1/ Irrigation raisonnée	46
4.2.2/ Conservation du feutre	47
4.2.3/ Choix des produits utilisés et pratiques phytosanitaires	47
4.2.4/ Gestion des déchets de tonte	48
4.3/ Mise en place d'un système de récupération des eaux de drainage et de ruissellement	49
4.4/ Mise en place de zones tampons entre zones traitées et milieux aquatiques	49
4.5/ Réduction de l'utilisation des pesticides par une meilleure gestion des organismes nuisibles	49
4.6/ Récapitulatif des recommandations pour la limitation de transferts de produits phytosanitaires utilisés sur gazon.....	51
Conclusion	55
Bibliographie.....	56
Annexes.....	62

INTRODUCTION

L'enquête Teruti, menée par le Ministère Français de l'Agriculture en 2003, recense environ **1 075 000 hectares de surfaces engazonnées en France** dont **600 000 situés autour de l'habitat**. Les terrains de sport et de loisir de plein air comptent environ **30 000 terrains de grand jeux et autour de 600 golfs représentant plus de 150 000 hectares**.

Les gazons de terrains de sport doivent répondre à des exigences de qualité esthétique, de résistance au piétinement et de praticabilité qui font qu'ils sont particulièrement sensibles, en particulier aux maladies causées par les champignons, à tel point qu'il est souvent nécessaire de compléter les pratiques culturales par l'utilisation d'intrants phytosanitaires. Les gazons comptent parmi les écosystèmes les plus intensivement gérés au niveau de la fertilisation et de la protection phytosanitaire. A titre d'exemple, la totalité des greens présents sur un terrain de golf reçoit chaque année en moyenne plus de 100 kilogrammes de matières actives. Il faut cependant relativiser ce chiffre car les greens ne représentent que 1 à 2 % de la surface des golfs et ils représentent la surface traitée la plus intensivement, les fairways ne recevant que 10 % des quantités de produits phytosanitaires appliqués sur greens et les roughs étant gérés mécaniquement. Selon des données américaines, pour un golf de 18 trous, on compte de 40 à 60 hectares de roughs, de 10 à 20 hectares de fairways, de 0.8 à 1.2 hectares de greens et de 0.6 à 1.2 hectares de départs. Il est donc plus pertinent de rapporter la quantité de matières actives utilisées à l'ensemble de la surface des terrains de golf pour en évaluer l'impact sur la qualité de l'eau.

Le gazon de graminées est caractérisé par une couverture totale et permanente du sol, un vie microbienne intense et un fort taux de matière organique. Tous ces paramètres font que le gazon semble être **un milieu propice à l'interception, la rétention et la dégradation des matières actives qui lui sont appliquées** mais c'est la pression phytosanitaire à laquelle il est soumis qui fait qu'il peut être un système contaminant. La présence du feutre, mélange de tiges, feuilles et racines vivantes, mortes et en décomposition, semble constituer un élément fondamental déterminant les transferts, vers le sol en particulier.

L'intérêt croissant de la population pour le devenir des produits phytosanitaires et la qualité de l'eau pousse les instances nationales chargées de l'évaluation et de la gestion des risques liés aux produits phytosanitaires à se préoccuper des possibilités de transferts de ces produits et des risques de contamination envers la population et les milieux aquatiques.

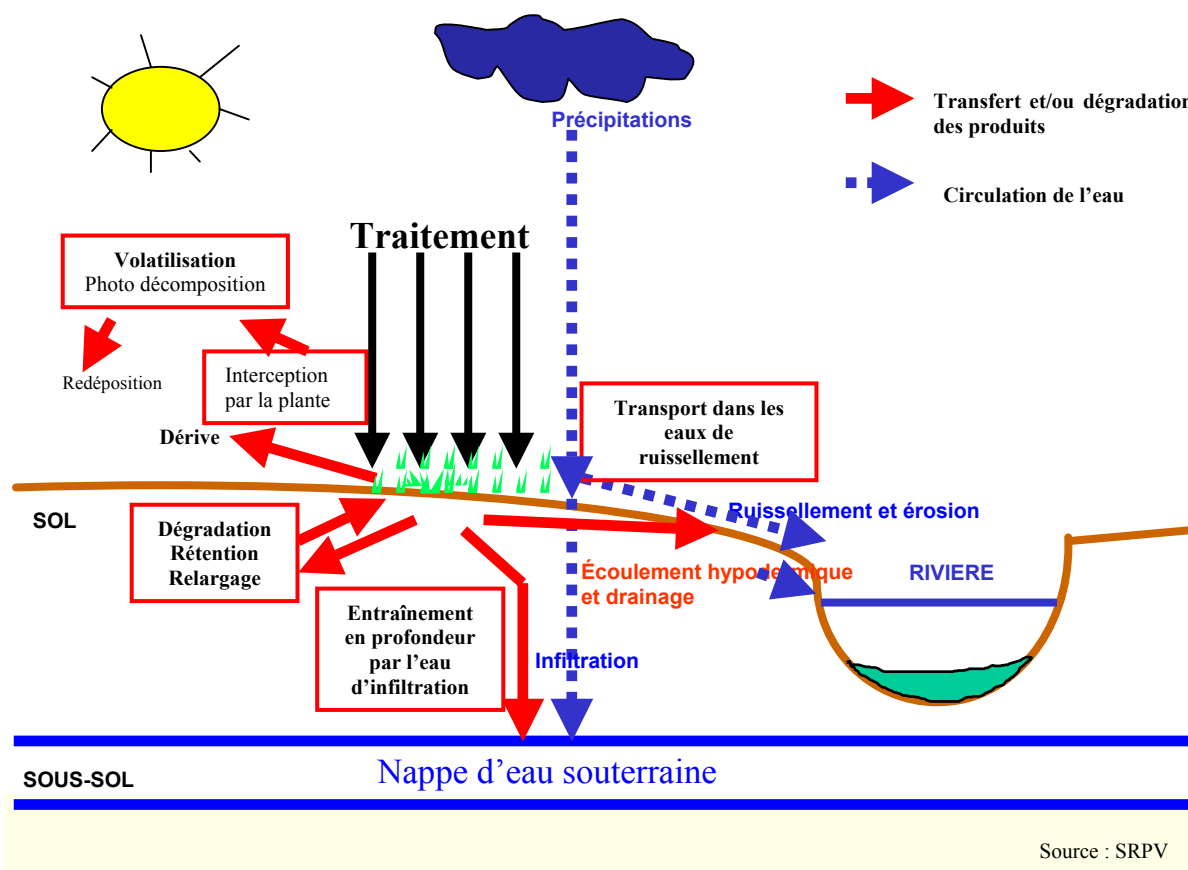
Cette étude bibliographique se propose de **compiler les résultats d'études concernant les transferts de pesticides utilisés sur gazons par ruissellement, lessivage, volatilisation et résidus délogeables et de déterminer les risques de contamination des joueurs**. Elle permettra d'établir des préconisations à l'intention des professionnels de manière à limiter l'impact des traitements phytosanitaires des pelouses urbaines, publiques ou privées, et des terrains de sports sur la santé humaine et la vie aquatique.

I- LES TRANSFERTS DE PESTICIDES UTILISES SUR GAZON

1.1/ Mécanismes de transfert

Le schéma ci-dessous résume le devenir d'un produit phytosanitaire appliqué sur une surface. Les voies de transfert préférentielles sont le ruissellement, l'infiltration et la volatilisation. Les exportations de matière active via les déchets de tonte seront aussi abordés.

Fig. 1 : Schéma des voies de transferts des pesticides vers le milieu :



Préambule

Etant donné que les gazons de graminées installés sont très peu sujet au phénomène d'érosion des sols, les pertes de matières actives par entraînement des molécules adsorbées aux particules du sol seront négligées et non abordées dans la présente étude.

1.1.1/ Transfert par ruissellement de surface

Le potentiel de contamination des eaux de surface par les pesticides utilisés sur gazon conditionne, comme les transferts liés aux autres usages phytosanitaires, la préservation des chaînes alimentaires aquatiques et la qualité des eaux potabilisables. Les quantités transportées par ruissellement sur gazon sont moindres que sur les sols nus ou les cultures agricoles (Clark et Kenna, 2001), d'une part car les quantités d'eau ruisselées sont inférieures sur gazon que sur sol nu ou toute autre culture agricole et d'autre part parce que le gazon montre une capacité de rétention des produits importante.

Le phénomène de ruissellement superficiel est généré par les précipitations et / ou l'irrigation et n'apparaît sur une parcelle que lorsque le niveau ou l'intensité de précipitation ou d'irrigation dépasse la capacité d'infiltration du sol, c'est à dire lorsque le sol est saturé en eau ou lorsqu'il est

tassé en profondeur ou colmaté en surface par une croûte de battance (sols limoneux). Les transferts interviennent par nettoyage des parties vertes traitées et du feutre et par entraînement des matières actives par le flot de ruissellement.

Des ruissellements hypodermiques peuvent s'observer dans des sols présentant une modification de porosité entre la couche supérieure du sol et l'horizon sous-jacent et se produisent lorsque la conductivité latérale est plus importante que la conductivité verticale. Ils ne seront pas abordés dans cette étude à cause de leur faible importance sur gazons de graminées (qui ne sont pas sujet à la formation d'une semelle de labour comme les sols agricoles).

La propriété physico-chimique qui va réguler en majorité le transfert des pesticides dans les eaux de ruissellement est la solubilité de la substance active.

1.1.2/ Transfert par lessivage

Une quantité non négligeable de produit est susceptible de suivre l'eau s'infiltrant dans le sol et donc de contaminer les couches du sous-sol. Avant d'atteindre une nappe d'eau souterraine, les matières actives devront traverser différents compartiments à commencer par le feutre du gazon puis la zone racinaire correspondant aux premiers centimètres de sol. Ainsi, le potentiel de contamination d'une nappe dépend avant tout de sa profondeur (Petrovic et Borromeo, 1994) mais aussi de la nature des couches géologiques situées au-dessus de celle-ci.

Deux processus régulent le lessivage des pesticides : la rétention par adsorption aux particules du sol et la dégradation. Le premier processus ne réduit pas la quantité de pesticide dans le sol mais réduit les quantités lessivables tandis que le second réduit définitivement la quantité de pesticide dans le sol (Petrovic et Borromeo, 1994). Les propriétés physico-chimiques des pesticides qui vont principalement influencer sur les processus qui régulent leur lessivage sont leur solubilité dans l'eau, leur mobilité dans le sol définie par le Koc et leur persistance, propriétés résumées par le Groud Ubiquity Score (GUS).

1.1.3/ Transfert par volatilisation

La volatilisation des produits phytosanitaires appliqués sur le sol ou les cultures peut représenter une voie de dissipation majeure pouvant atteindre, dans certains cas, 90% de la dose appliquée (ex : trifluraline sur sol nu). Dans le cas des cultures hautes, la volatilisation depuis la surface foliaire est plus importante et plus rapide que depuis la surface du sol (Bedos et al., 2001). Ceci peut notamment s'expliquer par l'adsorption plus faible des pesticides sur les parties vertes des plantes que sur les particules du sol et l'exposition accrue des résidus de pesticides foliaires aux turbulences atmosphériques. La volatilisation depuis la surface foliaire du gazon semble moins importante que depuis la surface du sol. Ceci en raison de la faible hauteur des graminées, donc peu exposées aux flux atmosphériques, et par la densité du couvert maintenant une atmosphère saturée autour des feuilles des graminées du gazon. Les principales caractéristiques agissant sur le comportement volatile des pesticides sont la tension de vapeur et la constante de Henry (voir définitions p.11).

1.1.4/ Transfert par les déchets de tonte et devenir lors du compostage

Après application, une certaine proportion de pesticide reste liée aux parties vertes du gazon par adsorption ou est absorbée par les plantes. Les déchets de tonte peuvent donc constituer un réservoir contenant des résidus et donc représentent une voie de transfert possible. Ainsi, l'usage des déchets de tonte des gazons traités à l'état brut. Une transformation avancée par un compostage prolongé est susceptible de dégrader en proportion importante les résidus de pesticides qui pourraient s'y trouver.

1.2/ Facteurs influençant les transferts

1.2.1/ Facteurs pédoclimatiques et biotiques

➤ Pluviométrie :

Le facteur prépondérant concernant l'influence des précipitations sur les transferts dans les eaux est **l'intervalle de temps entre l'application du produit et le premier événement pluvieux**. Carroll et al. (2000) ont relevé que les taux de résidus foliaires de dicamba baissent de 57 % durant les 24 heures suivant l'application et sans événement pluvieux. Par contre un événement pluvieux dans les 8 heures après l'application retire 70 % du dicamba présent sur le feuillage, mais la portion restante est plus résistante au nettoyage de feuilles par l'eau de pluie. Les plus fortes concentrations en pesticides sont enregistrées lors du premier ruissellement puis elles décroissent exponentiellement. Lee (2000) a relevé des concentrations en pendiméthaline de 80.9 µg/L et 177.4 µg/L dans les eaux de ruissellement du premier événement pluvieux (20 mm) pour des doses de 2.25 et 4.5 kg/ha respectivement, Cole et al. (1997) ont mesuré des concentrations de 314 µg/L en 2,4-D, 164 µg/L en mécoprop et 34.8 µg/L en chlorpyrifos dans les 67 premiers litres de ruissellement après un événement pluvieux de 83 mm, 24 heures après traitement. Watschke (2000) a observé une diminution de 99.5% des résidus de mécoprop dans l'eau de ruissellement seulement 2 semaines après l'application.

D'une manière générale, **plus les pluies surviennent rapidement après traitement et plus les quantités d'eau ruisselées ou lessivées sont importantes, plus les quantités de matière active transférées seront importantes**. L'intensité (ou le type) de précipitation et l'infiltrabilité du sol vont déterminer le ratio entre la quantité d'eau qui va ruisseler et la quantité d'eau qui va s'infiltrer, déterminant ainsi les transferts vers les eaux de surfaces et les eaux d'infiltration.

➤ Température :

C'est un **facteur climatique important car il peut faire varier de nombreux autres facteurs**, en particulier les propriétés physico-chimiques des matières actives comme la constante de Henry déterminant la volatilité, la solubilité, la persistance et la dégradation biotique des pesticides. Le facteur température est sujet à des variations journalières saisonnières et géographiques et sur lequel aucun contrôle n'est possible.

Il a été constaté que les zones engazonnées ne se réchauffent pas aussi vite, et sont donc généralement plus fraîches, que les aires non engazonnées grâce au phénomène de transpiration des plantes (Clarck et Kenna, 2001).

La température détermine en particulier les flux de volatilisation : ils sont multipliés par 4 quand la température augmente de 10°C (Cooper et al., 1995).

➤ Vent :

Le vent agit en premier lieu sur le **phénomène de dérive**. La quantité de pesticides interceptée par le gazon et perdue au profit de l'atmosphère augmente avec la vitesse du vent. Il augmente les transferts totaux par **volatilisation** à partir du sol ou des plantes, même si les concentrations sont plus faibles du fait de la dilution du flux de volatilisation dans la masse d'air.

➤ Sol :

Le sol est composé de 3 phases :

- solide, représentée par les minéraux et la matière organique
- liquide, comprenant la solution du sol et ses solutés
- gazeuse : l'atmosphère du sol

Ces 3 compartiments interagissent dans le transport des pesticides. Des échanges s'opèrent entre ces 3 phases, en particulier entre la solution du sol et les particules solides du sol. Ces échanges sont régulés par les potentialités de mise en solution ou de fixation des résidus solubilisés par adsorption sur les particules d'argile et de matière organique et par la capacité de circulation de la solution dans les pores.

• Texture et infiltrabilité:

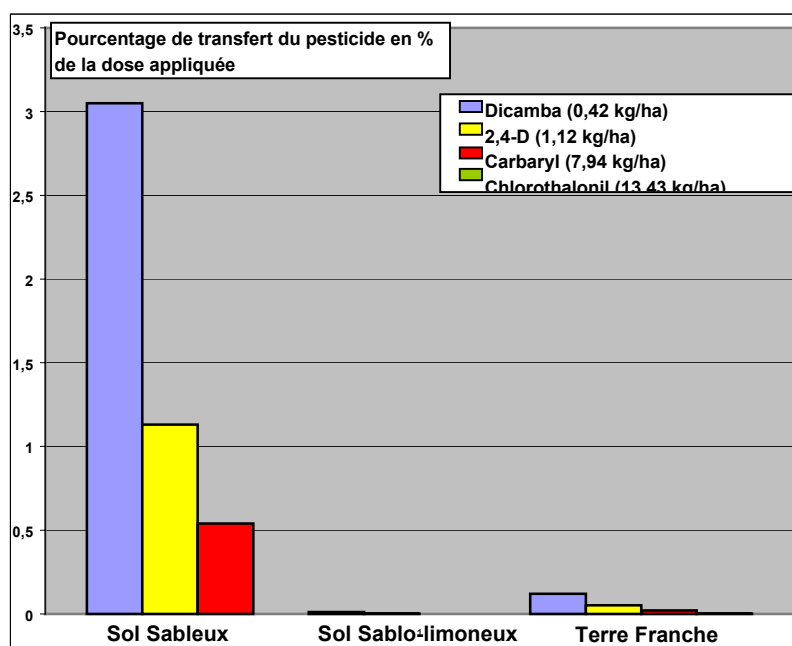
Les éléments qui modulent la stabilité structurale influent principalement sur la balance des transferts de matières actives par ruissellement et lessivage, en agissant sur **l'infiltrabilité du sol**. Celle-ci dépend directement de la texture du sol, de sa perméabilité et de sa compaction. Les sols compactés et peu perméables, notamment argileux, sont propices à l'apparition du ruissellement. Au contraire, les sols sableux, particulièrement filtrants et poreux sont très peu sujets au ruissellement et l'infiltration domine. Comme le montrent les valeurs du tableau ci-dessous (Haith et Rossi, 2003) les quantités d'eau ruisselées sont beaucoup plus importantes sur fairway (faible infiltrabilité) que sur green (forte infiltrabilité) quel que soit le régime des précipitations des 3 golfs étudiés :

Tab. n° 1 : Comparaison du ruissellement superficiel sur greens et fairways :

	Boston	Philadelphie	Rochester
Précipitations moyennes (mm/an)	1080	1068	863
Quantités d'eau ruisselée sur greens (mm/an)	2	1.9	0.3
Quantités d'eau ruisselée sur fairways (mm/an)	67.9	55.1	30.9

La **texture du sol** est le facteur le plus prépondérant dans les transferts de pesticides par lessivage. Petrovic et Kovach (1996) ont relevé en conditions extrêmes d'**immaturité du gazon** des concentrations maximales en mécoprop de 1250, 51 et 60 µg/L pour des textures sableuse (97% de sable), sablo-limoneuse (65 % sable, 25% limon) et limono-sableuse (52% limon, 30% sable) respectivement. Ces valeurs sont aussi à corréliser avec le **taux de matière organique** croissant dans ces textures respectives. De même, Borromeo (1992) a évalué l'influence de la texture du sol sur les potentialités de lessivage du dicamba, du 2,4-D, du carbaryl et du chlorothalonil. **La texture sableuse est la plus sujette au lessivage**. En dépit des doses appliquées, le dicamba et le 2,4-D sont les matières actives les plus lessivables, en raison de leur plus grande solubilité.

Graphes n° 1. : Influence de la texture du sol dans le lessivage des pesticides sur fairway dans le cadre d'une irrigation standard (Borromeo, 1992) :



D'une manière générale, **les pesticides à forte solubilité dans l'eau sont très lessivables sur sol à texture sableuse**, ce qui est le cas des greens de golfs. Ces sols sont très perméables, très pauvres en matière organique et donc en sites d'adsorption (donc leur Koc n'influe plus), ont une faible

capacité d'échange cationique donc retiennent moins bien les pesticides ou leurs métabolites chargés positivement et l'activité microbienne y est très réduite par le manque de substrat d'où des faibles taux de dégradation.

- **Pente :**

La pente du terrain influe sur la vitesse du flot de ruissellement et par là sur la capacité de nettoyage du gazon et l'entraînement de plus fortes quantités de pesticide. Lors d'une pluie moyenne, 40 à 70% de l'eau tombant sur un sol engazonné proche de la saturation en eau avec une pente moyenne de 5% peut ruisseler, il y a donc une forte probabilité pour les pesticides d'être transportés par les eaux de surface (Shuman, 2000).

- **Humidité du sol :**

Le sol comprend des micro et des macropores qui sont la voie préférentielle de circulation des gaz, de l'eau et des solutés. Quand ces pores sont remplis par la solution du sol on dit que le sol est à saturation. Dans le cas contraire on parle d'insaturation.

Le lessivage est plus important dans un sol proche de la saturation (Petrovic et Borromeo, 1994) car les flux de matières par diffusion au sein de la solution du sol sont ainsi favorisés. La sécheresse du sol tend à favoriser l'adsorption d'un pesticides sur le sol, limitant ainsi les possibilités de transferts par lessivage, ruissellement superficiel et volatilisation. Quand l'évapotranspiration a lieu, l'eau du sol contenant des résidus de pesticides est transportée dans les horizons supérieurs jusqu'à la surface et les résidus peuvent alors saturer la canopée avec des vapeurs de pesticides les rendant disponibles pour l'entraînement par le vent.

- **Biomasse du sol :**

Elle est composée par :

- **la microflore :** bactéries, champignons, actinomycètes, algues
- **la microfaune :** protozoaires et nématodes
- **la macroflore :** racines du gazon
- **la macrofaune :** vers de terre, insectes, araignées, limaces...

Tous ces êtres vivants contribuent à la décomposition de la matière organique du sol en composés carbonés simples, en eau, en éléments et en humus. Les bactéries participent notamment à la minéralisation de la matière organique du sol dont les pesticides. Les vers de terre occupent un rôle fondamental dans le cycle de la matière organique et la participation à la porosité macropore du sol. Petrovic et Borromeo (1994) rapportent une influence non négligeable des vers de terre dans les transferts de pesticides par lessivage macropore. Ceux-ci augmentent la porosité, l'infiltrabilité et la capacité de rétention de l'eau du sol en creusant des galeries verticales pouvant atteindre 14 mm de diamètre et 2.5 mètres de profondeur. Raturi et al. (2003) confirment que **les galeries creusées par les vers de terre sont des voies de circulation préférentielles des produits.**

1.2.2/ Propriétés physico-chimiques des produits phytosanitaires

Elles déterminent leur potentialité à être transférés vers l'eau de ruissellement, l'eau d'infiltration ou l'atmosphère. **Les données détaillées des propriétés physico-chimiques des pesticides utilisés sur gazon sont reportées en annexe n°2.**

➤ **Solubilité dans l'eau :**

Solubilité des matières actives (mg/l)		
Peu soluble	Moyennement soluble	Soluble
Bifentrine (0.0001)	Iprodione (13)	Mecoprop (734)
Pendimethalin (0.33)	Fénarimol (13.7)	Mecoprop p (860)
Bifenox (0.36)	Mancozèbe (20)	Diméthénamide (1389)
Chlorothalonil (0.6)	Dichlorophène (30)	Dicamba (6500)
Isoxaben (0.8)	Prochloraz (34)	Fosetyl Al. (122000)
Fluroxypyr ester (0.9)	Tébuconazole (36)	Clopyralid sel d'amine
Oxadiazon (1)	Bromuconazole et Ioxynil (50)	(300000)
Oryzalin (2.8)	2.4D ester et propiconazole (100)	Dicamba sel sodium
Bromoxynil (3)	Ethofumesate (110)	(360000)
MCPA ester (5)	Carbaryl (113)	2.4D sel diméthylamine
Carbendazime (8)	Cyproconazole (140)	(796000)
		MCPA sel diméthylamine
		(866000)

Elle mesure la quantité d'une substance qui peut se dissoudre dans l'eau à une température donnée et influe sur la capacité du produit à passer en solution et donc à suivre la circulation de l'eau. Elle permet de déterminer la mobilité et le devenir du pesticide dans l'environnement. Ainsi, **une molécule sera d'autant plus transférable par ruissellement et lessivage qu'elle sera soluble dans l'eau**. Odanaka et al. (1993) ont montré qu'il y a une forte corrélation ($R= 0.955$) entre le lessivage et la solubilité dans l'eau d'une matière active.

Ainsi, suivant le critère de la solubilité, la proportion entre les transferts par ruissellement et par lessivage dépend du ratio (quantité d'eau ruisselée / quantité d'eau infiltrée). En général, le taux de perte par ruissellement est proportionnel à la solubilité du produit : la simazine et l'oxadiazon suivent cette règle mais le diazinon, malgré une solubilité supérieure, ruisselle moins, ce qui tend à prouver que **d'autres facteurs peuvent interférer dans le processus de transfert comme le régime des précipitations, le réseau de drainage, la méthode d'application, la volatilisation, la dégradation par les plantes, les microorganismes et les radiations solaires et l'adsorption des pesticides sur les particules solides du sol** (Sudo et al., 1992).

➤ Coefficient de Sorption : Koc

Il détermine la capacité d'une molécule à se lier par adsorption aux parties vertes du gazon, au feutre ou aux particules du sol. L'adsorption désigne un processus réversible mettant en jeu l'attraction des molécules par une particule ou un fragment de sol, de feuille ou de feutre et leur rétention à leur surface pour une durée qui dépend de l'affinité de ces molécules, pour ces corps :

$$\boxed{Koc = K / \%C\ orga}$$

K est le coefficient de partage sol, feuille, feutre / eau mesuré en mettant une solution de produit et une masse donnée de sol, feuille ou de feutre. K est le rapport de concentration en produit dans le sol, les feuilles ou le feutre (en $\mu\text{g/g}$ de sol, feuille ou feutre) et dans l'eau (en $\mu\text{g/cm}^3$ de solution). Donc le Koc s'exprime en cm^3/g .

% C orga est le pourcentage de carbone organique du sol, des feuilles ou du feutre.

Plus ce coefficient est élevé, plus la molécule a tendance à s'adsorber et donc moins elle est susceptible d'être entraînée par les eaux de lessivage.

C'est un des facteurs prépondérants déterminant la mobilité d'une matière active dans le sol. Le sol contient en effet un bon nombre de particules sur lesquelles les pesticides sont susceptibles de s'adsorber : argiles, matières organiques...

Sigler et al. (2000) évaluent le mouvement et la disponibilité des fongicides dans l'environnement à partir du Koc :

- Koc < 500 : fongicide lessivable et mobile
- Koc > 500 : fongicide à faible mobilité

Les feuilles sont des surfaces plus adsorbantes que le feutre de par leurs cires cuticulaires hydrophobes qui sont moins polaires que la lignine du feutre (Lickfeldt et al., 1995). Les substances à faible Koc sont plus sensibles au lessivage mais aussi à la volatilisation.

$$\boxed{Koc_{sol} > Koc_{feuilles} > Koc_{feutre}}$$

➤ Le Ground Ubiquity Score (GUS) :

Etabli empiriquement par Gustafson, il définit le potentiel de mobilité d'une matière active dans le sol. Il résume l'influence du coefficient de sorption (Koc) et de la persistance de la matière active ($t_{1/2}$) selon l'équation :

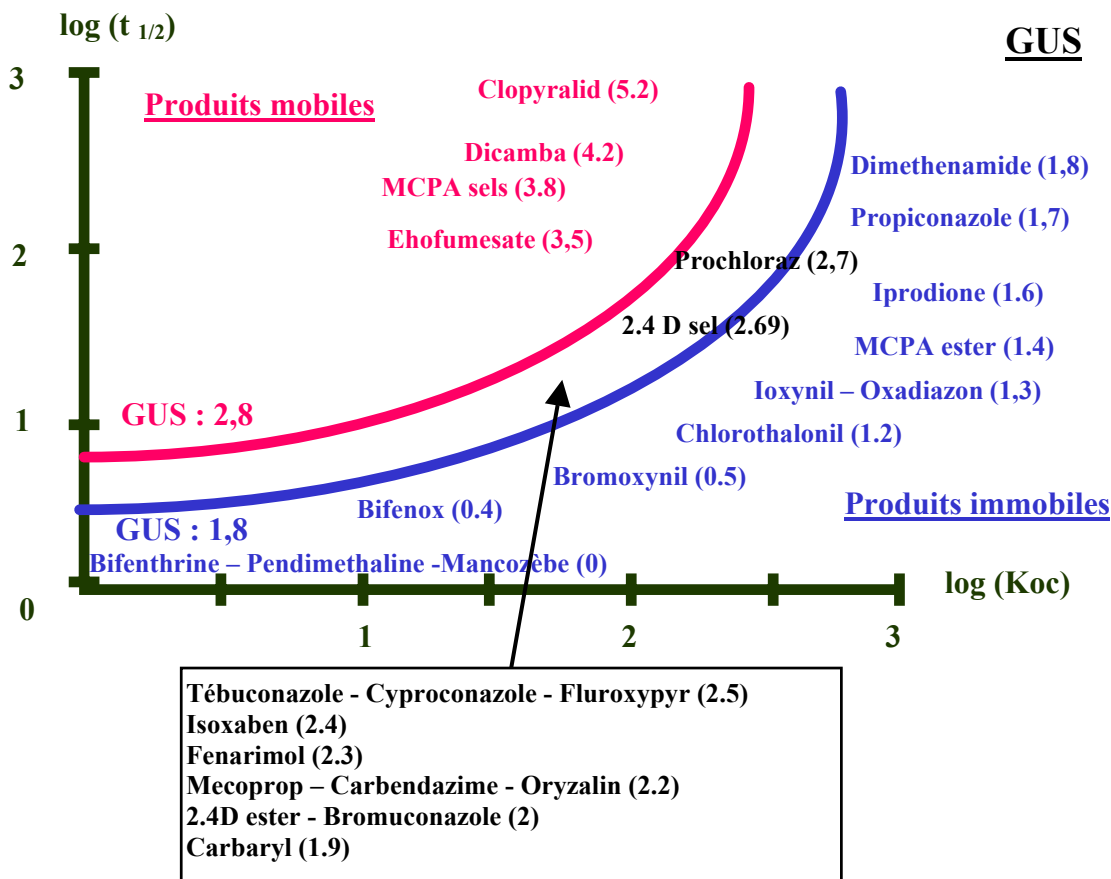
$$\boxed{GUS = \text{Log}_{10}(t_{1/2}) * (4 - \text{Log}_{10}(Koc))}$$

$t_{1/2}$ est le temps nécessaire à la dissipation de 50 % de la matière active.

Ainsi les matières actives dont :

- **GUS < 1,8** : sont **peu mobiles** et ont donc peu de risque d'être retrouvés dans les nappes.
- **1,8 < GUS < 2,8** : leur mobilité dépend des conditions du site et des propriétés des matières actives.
- **GUS > 2,8** : sont **mobiles** et peuvent être retrouvés dans les nappes.

En revanche, sur les golfs, Suzuki (1998) estime que les pesticides utilisés ayant un GUS > 0.4 peuvent être lessivés vers les nappes.



Borromeo (1992) a étudié la mobilité de pesticides appliqués à un gazon de Pâturin des prés (*Poa pratensis*) implanté sur un sol sableux. Il a établi le classement suivant concernant la mobilité des matières actives suivantes :

dicamba > 2,4-D > carbaryl >> chlorothalonil

Cohen et al. (1990) ont, quant à eux, établi le classement suivant :

dicamba, 2,4-D, MCPP > iprodione, diazinon, siduron > chlorothalonil, chlorpyriphos, anilazine

➤ Tension de vapeur :

C'est la pression de vapeur saturante à l'équilibre thermodynamique des phases liquide et gazeuse à une température donnée. **Plus elle est élevée, plus le pesticide est volatil et a tendance à rester dans l'atmosphère tant qu'il n'est pas dégradé**, par photolyse par exemple.

La tension de vapeur est un paramètre clé déterminant la volatilisation d'un pesticide : les composés avec une haute tension de vapeur présentent initialement de forts flux de volatilisation qui décroissent ensuite rapidement. A l'inverse, les composés avec de basses tensions de vapeur montrent des flux initiaux plus faibles qui décroissent plus lentement (Bedos et al., 2001).

➤ Constante de Henry :

Elle indique la tendance d'une substance à se déplacer de l'eau vers l'air. C'est un indicateur plus approprié que la pression de vapeur saturante pour estimer la volatilisation d'un pesticide puisqu'elle prend en compte la solubilité du produit. En effet, lors de l'application, sur les plantes ou dans la solution du sol, l'eau est présente et le comportement dans l'eau d'une matière active va déterminer entre autres sa volatilisation. Plus elle est élevée, plus le pesticide est volatile et a tendance à rester dans l'atmosphère.

Les produits sont considérés comme volatiles quand la constante est supérieure à $2.5 \cdot 10^{-5} \text{ Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mole}^{-1}$.

La combinaison des deux précédents facteurs permet de mieux prévoir la volatilisation d'une matière active mais n'explique pas tout le phénomène. Le graphique d'estimation du potentiel de volatilité **des pesticides utilisés sur gazon** (annexe n° 3) à partir de ces deux critères nous laissent entrevoir qu'à conditions pédoclimatiques et culturales identiques :

- **les matières actives les plus sujettes à la volatilisation** sont : le cyanamide calcique, la pendiméthaline, le diazinon, le diméthénamide, le méfluidide, le trinexapac-éthyl, l'ioxynil et le bifénox, soit, parmi les matières actives homologuées en France, essentiellement des herbicides et des régulateurs de croissance,
- **les matières actives les moins volatiles** sont le mancozèbe, l'azoxystrobine, le fluroxypyr, le dichlorophène, la pyraclostrobine, le tébuconazole, le bromuconazole et le fosétyl-Al, soit une majorité de fongicides,
- **la majorité des pesticides appliqués sur gazon sont moyennement volatiles,**
- les insecticides chlorpyrifos et diazinon comptent parmi les composés les plus volatiles, ce qui les prédispose à des risques de contamination du public par inhalation de résidus volatiles particulièrement élevés et qui explique, en raison également de leur toxicité, pourquoi ils ne sont pas homologués en France.

➤ Persistance des matières actives :

Les voies de dégradation des pesticides dans le gazon sont multiples : **photodégradation** sur la surface foliaire, **dégradation enzymatique** dans les plantes (pour les fongicides pénétrants), **dégradation biotique** (biodégradation, cométabolisme, polymérisation, conjugaison, accumulation, effet secondaire d'activité microbienne) (Sigler et al., 2000). Une molécule sera d'autant plus susceptible d'être soumise à un processus de transfert qu'elle est exposée longtemps à celui-ci et donc qu'elle est persistante. La persistance dépend des conditions dans lesquelles se trouve une matière active : comme le montre l'ensemble des résultats expérimentaux, le gazon est un milieu particulièrement favorable à la dégradation des pesticides qui lui sont appliqués.

➤ Formulation et adjuvants :

La formulation avec laquelle une spécialité commerciale est appliquée peut influencer fortement sur la distribution du pesticide entre l'atmosphère, les feuilles du gazon, le feutre et à l'intérieur du sol. Mais elle a peu ou pas d'effet sur la rétention des résidus de pesticides à la surface des feuilles quand les applications sont suivies d'évènements pluvieux (Lickfeldt et al., 1995).

Les formulations sous forme de sels d'amine du 2,4-D, du dicamba et du mécoprop sont considérées comme risquées pour la contamination des nappes du fait de leur forte solubilité et de leur faible Koc (Smith, 1993).

La rétention est légèrement meilleure pour les concentrés émulsionnables que pour les poudres mouillables.

Les formulations en granulés rendent les pesticides moins sujets à la dérive, moins disponibles pour la volatilisation, particulièrement en l'absence d'irrigation post-application (Haith et Rossi, 2003) et moins facilement transportables par l'eau de ruissellement que les formulations liquides (Petrovic et Borromeo, 1994). Le procédé de microencapsulation semble limiter la volatilisation des pesticides (Bedos et al., 2001).

L'interception foliaire est meilleure pour les formulations de concentrés émulsifiés que pour les formulations en granulés (Petrovic et Borromeo, 1994).

Quatre heures après traitement, Miltner (2003) a trouvé dans des déchets de tonte des concentrations en clopyralid (appliqué à 0.28 kg/ha et suivi d'une irrigation de 2.5 cm) de 193 ppm avec une formulation liquide et de 53 ppm avec une formulation en granulés. Ceci s'explique par le fort taux de couverture des feuilles par le produit avec la formulation liquide : c'est exactement ce que l'on recherche avec un herbicide post-émergence comme le clopyralid. Les concentrations relevées pour la formulation en granulés peuvent être trop élevées si un ramassage des déchets de tonte survient rapidement après application et entraîne une collecte de granulés avec les déchets de tonte. Après 3 jours, on n'observe plus de différence significative en terme de concentration de résidus entre les 2 formulations.

L'effet des surfactants, solvants et émulsifiants semble être déterminante pour la sorption des pesticides sur les feuilles : ils favorisent la pénétration foliaire (Lickfeldt et al., 1995). Les surfactants sont utilisés pour favoriser la pénétration de l'eau et des produits dans le sol et à travers le feutre. Ils vont par ailleurs former des micelles, doubles membranes lipophiles à l'intérieur contenant la matière active et hydrophiles à l'extérieur, augmentant la solubilité des composés organiques. Les pesticides organophosphorés sont fortement adsorbés sur le feutre et migrent peu dans le sol avec les eaux d'infiltration, ce qui réduit leur efficacité notamment pour le contrôle des nuisibles du sol. Si on facilite le transfert à travers le feutre à l'aide de surfactants les doses nécessaires seront inférieures, réduisant d'autant le potentiel de contamination de l'environnement. Le lessivage est réduit de 75 à 100% pour le fénamiphos et de 55 à 90% pour ses métabolites en présence d'un adsorbant dans la formulation (Lickfeldt et al., 1995).

➤ **Dose appliquée :**

Les expérimentations menées montrent que globalement la quantité de pesticide appliquée n'influe pas significativement sur le pourcentage de perte par ruissellement, mais pour un même pourcentage, influence les quantités ruisselées. Cela se vérifie pour le chlorothalonil, le propiconazole, l'azoxystrobine et l'iprodione (Vincelli, 2004). A l'inverse, **les quantités globales transférées et les concentrations maximales observées sont d'autant plus importantes que la dose appliquée est élevée** (Vincelli, 2004). Lee (2000) a ainsi constaté que les pertes quotidiennes et cumulées de pendiméthaline sont 3 fois supérieures avec une double dose.

Le flux de volatilisation exprimé en terme de masse par unité de surface est proportionnel à la dose d'application, mais pas exprimé en terme de pourcentage de la dose appliquée (Bedos et al., 2001).

1.2.3/ Pratiques culturales

La conduite culturale globale du gazon est déterminée par le gestionnaire pour répondre à des critères d'exigences précis. Les pelouses de particuliers ne sont pas soumises aux mêmes exigences que les terrains de golf. Au sein même d'un golf, les greens, fairways et roughs, n'ayant pas à répondre aux mêmes demandes de la part des joueurs seront donc conduits différemment en terme de fertilisation, de lutte phytosanitaire, de hauteur de tonte, d'intensité d'irrigation et de travaux d'aération ou de défeutrage. Les greens de golfs sont des milieux poreux (sol à texture sableuse), dont la maintenance nécessite l'emploi d'une grande quantité d'intrants et une irrigation importante. Toutes ces caractéristiques font que **les greens sont des systèmes où le lessivage peut être important** et conduire à une contamination des nappes. A l'inverse, les transferts et les concentrations maximales observées dans l'eau de ruissellement superficiel sur greens de golfs sont globalement inférieurs à ceux sur fairways (Haith et al., 2003), ceci en grande partie à cause de la plus forte infiltrabilité des sols de greens (sable).

➤ **Irrigation :**

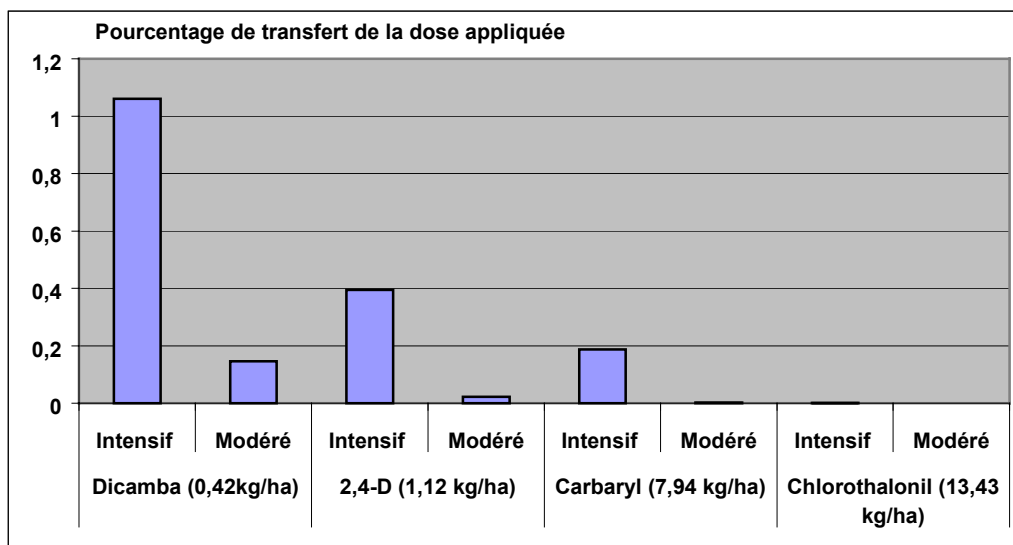
L'irrigation, immédiatement après l'application d'un pesticide, est souvent préconisée pour garantir l'efficacité de certains pesticides (insecticides principalement) et pour limiter les risques d'exposition dermale ou par inhalation lors de la rentrée du public sur un gazon après traitement. Des études plus récentes ont nuancé cette préconisation et recommandé une gestion de l'irrigation plus fine, prenant en compte la météorologie et l'état de saturation du sol, pour limiter les transferts (Clarck et Kenna, 2001). Gardner et al. (2001) affirment, quant à eux, que l'effet d'une irrigation post application sur le lessivage paraît moins important que l'humidité du sol au moment de l'application.

L'influence de l'intervalle de temps entre l'application et la première irrigation est identique à celui entre l'application et la première pluie, si ce n'est que c'est un facteur contrôlable par le gestionnaire du gazon, de même que la quantité apportée. Une bonne gestion de l'irrigation est donc en mesure de ne pas faire apparaître de phénomène de ruissellement, de limiter l'importance du lessivage et donc d'éviter les transferts de pesticides.

Petrovic et Kovach (1996) ont nettement montré **l'effet de la combinaison des facteurs maturité du gazon, intervalle de temps entre l'application et la première irrigation et intensité de l'irrigation**. Entre un gazon récemment implanté et un intervalle de 2 jours et un gazon avec une maturité de 3 ans et un intervalle de 5 jours, on observe des maxima de pourcentage de la dose lessivée variant de 62.1 à 0.9% respectivement pour un régime d'irrigation modéré et de 51.0 à 7.7% respectivement pour un régime d'irrigation intensif. Ces valeurs montrent bien la **dominance des effets maturité du gazon et intervalle de temps entre application et première irrigation sur l'effet intensité de l'irrigation**.

Pour une même dose de produit appliquée, un gazon soumis à 2 régimes d'irrigation différents a montré des concentrations en produit à peu près identiques dans les eaux d'infiltration mais des quantités lessivées moindres pour une irrigation de faible intensité. **Les pertes en masse de produit sont donc supérieures pour un régime d'irrigation intense** (Gold et al., 1988). Gold a par ailleurs montré que les transferts en masse et en pourcentage de la dose appliquée par lessivage du 2,4-D et du dicamba sont supérieurs pour une faible dose de produit allié à une régime d'irrigation intense que pour une dose de produit plus élevée allié à un régime d'irrigation moins intensif. Borromeo (1992) a évalué l'influence du régime d'irrigation sur les potentialités de lessivage du dicamba, du 2,4-D, du carbaryl et du chlorothalonil. Un régime d'irrigation intensif entraîne des transferts plus importants qu'un régime modéré et ce d'autant plus que le pesticide est lessivable.

Graph n°2. : Influence de l'intensité de l'irrigation sur le lessivage des pesticides (Borromeo, 1992) :



Le lessivage des pesticides est aussi influencé par la fréquence de l'irrigation, facteur contrôlable par le gestionnaire du gazon. Les quantités transférées sont 13,5 fois plus élevées avec une irrigation non fréquente (4 irrigations de 2.54 cm) pour le **2,4-D**, 6,4 fois pour le **dicamba** et 5,3 fois pour le **mécoprop** par rapport à une irrigation non fréquente (16 irrigations de 0.64 cm) à quantité équivalente. Les taux de résidus de 2,4-D, mécoprop et dicamba retrouvés dans le feutre sont 6 à 8 fois plus importants avec une irrigation non fréquente qu'avec une irrigation fréquente (Starrett et al., 2000).

Tab. n° 2 : Lessivage du 2,4-D, du dicamba et du mécoprop en fonction du régime d'irrigation : (Starrett et al., 2000) :

Matières actives	Compartiment étudié	Pourcentage de matière active appliquée récupéré	
		Irrigation fréquente (16 irrigations de 0.64 cm)	Irrigation non fréquente (4 irrigations de 2.54 cm)
2,4-D (1.13 kg/ha)	Feutre	0.08 %	0.46 %
	Eau de percolation	0.14 %	1.89 %
	Total récupéré	3.20 %	3.03 %
Dicamba (0.12 kg/ha)	Feutre	0.03 %	0.26 %
	Eau de percolation	3.40 %	21.84 %
	Total récupéré	6.27 %	22.40 %
Mécoprop (0.61 kg/ha)	Feutre	0.06 %	0.28 %
	Eau de percolation	0.17 %	0.74 %
	Total récupéré	2.33 %	1.14 %

Starrett explique les différences observées entre les conditions d'irrigation fréquente ou non fréquente par les conditions sèches qui ont dû régner et limiter la dégradation microbienne dans le feutre. On remarque, du point de vue des produits, que le dicamba est particulièrement sensible au lessivage, ce qui s'explique par son GUS élevé (4.2).

L'irrigation diminue globalement les pertes par volatilisation : Cooper et al. (1995) ont montré que sans irrigation post application les pertes de trichlorfon par volatilisation s'élèvent à 13% de la dose appliquée alors qu'avec irrigation les pertes ne sont que de 9 %.

Cependant, l'irrigation peut favoriser la transformation en métabolites plus volatiles (trichlorfon et dichlorvos (DDVP)) ou plus mobiles (chlorpyrifos et Trichlorpyridinol (TCP) ; chlorothalonil et OH- chlorothalonil) et parfois plus toxiques.

➤ **Feutre et pratique du défeutrage :**

Le feutre est une couche de tiges, de feuilles et de racines mortes et vivantes localisée entre la végétation verte du gazon et la surface du sol. Il est riche en matière organique, en particulier en lignine et en cellulose, substances lipophiles capables d'adsorber les pesticides grâce à leurs sites alcools et acides.

Le feutre présente une structure poreuse comme un sol sableux, propice à l'infiltration, et une composition chimique proche de celle d'un jeune sol organique, favorisant l'adsorption et l'activité microbienne.

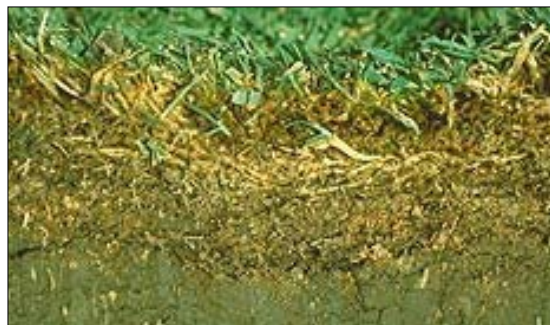


Fig. n°2 : le feutre

Carroll et al. (2000) décrivent le phénomène d'adsorption dans le feutre comme un processus en 2 phases avec une première phase de sorption directe des pesticides sur les sites externes de surface de la matière organique et une seconde phase de sorption sur les sites à l'intérieur des pores et fissures des agrégats de matière organique qui induirait des phénomènes de transfert de masse dépendant du temps de résidence de la solution contenant le pesticide.

La couverture engazonnée et surtout le feutre, de par leur densité et la présence de sites d'adsorption et d'accumulation, constituent des barrières à la pénétration des pesticides dans le sol (Sigler et al., 2000).

En plus de retenir une grande proportion de produit appliqué, **le feutre accélère la dégradation des pesticides**, du fait de la présence de fortes populations microbiennes (Petrovic et Borromeo, 1994).

➤ **Tonte :**

La tonte influe sur les taux de transferts de produits phytosanitaires par sa hauteur : plus le gazon sera haut, plus l'apparition du phénomène de ruissellement est retardée, et par conséquent l'infiltration augmentée, et les transferts répartis différemment.

Cette pratique culturale semble avoir une légère influence sur la dissipation du clopyralid dans les parties vertes du gazon (Miltner et al., 2003) : jusqu'à 3 semaines après traitement, les concentrations relevées sur la surface des feuilles sont significativement plus basses pour un gazon non tondu que pour un gazon tondu. Cela s'expliquerait par un rinçage accru des feuilles lors des précipitations et de l'irrigation.

➤ **Caractéristiques du gazon :**

Les caractéristiques du gazon jouent à divers niveaux du phénomène de transfert : elles influent sur l'apparition du ruissellement, sur l'interception et la rétention des matières actives et sur la rétention des particules du sol sur lesquelles peuvent se fixer les matières actives.

• **Choix de la variété de gazon :**

Une liste des variétés de graminées de gazon fréquemment utilisées est indiquée en annexe n° 1. Les variétés diffèrent par leur port, leur pérennité, et le temps de mise en place. Les variétés pérennes (Ray Grass Anglais, Chiendent, Pâturin des prés, Agrostide stolonifère...) sont moins sujettes au phénomène de ruissellement que les variétés annuelles (Pâturin annuel...) (Harrisson et al., 1993). Watschke (2000) montre que les résidus de mécoprop sont plus importants en cas de fortes précipitations sur un gazon de Ray Grass Anglais que sur un gazon d'Agrostide Stolonifère, sur des gazons nouvellement implantés. Les expérimentations de Vincelli (2004) montrent que les transferts sur gazon de Fétuque Elevée sont supérieurs aux transferts sur gazon de Zoysia. Les résidus de carbaryl et de triclopyr lessivés sont jusqu'à 12 % supérieur pour un gazon composé de Zoysia que pour un gazon d'Agrostide Stolonifère (Raturi et al., 2003).

Le port de la plante (feuilles verticales ou horizontales) **influe sur le taux d'interception du produit**. Ce taux peut ainsi varier de 21 à 66% (Petrovic et Borromeo, 1994).

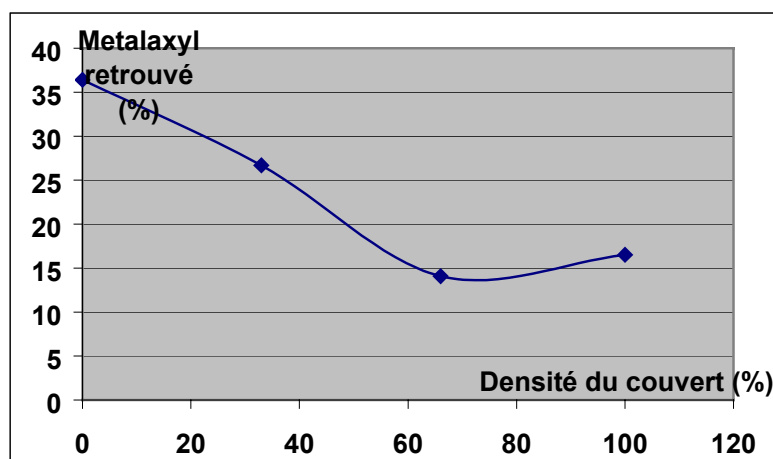
• **Maturité du gazon :**

La maturité du gazon joue sur la densité racinaire (donc sur l'infiltrabilité), **sur la densité du couvert végétal en surface** (donc sur la vitesse du flot de ruissellement) **et sur la quantité de feutre** (donc sur la capacité au champ). Les charges de fongicides relevées ont été 3 fois plus importantes pour une pelouse récemment implantée que pour un gazon mature et cela d'autant plus que le fongicide est persistant (Vincelli, 2004). Les concentrations de résidus de mécoprop mesurées après 24 heures ont été réduites jusqu'à un facteur 30 sur un gazon plus mature de seulement un an, passant de concentrations de 4701 à 792 µg/L en 1992 à 102 à 167 µg/L en 1993 dans les eaux de ruissellement et de 606 à 384 µg/L en 1992 à 185 à 177 µg/L en 1993 dans les eaux de lessivage (Watschke, 2000).

• **Mode d'implantation :**

La méthode d'implantation du gazon (semis ou pose de plaques ou de rouleaux de gazon) influe sur les quantités ruisselées et donc sur les pertes en molécules. Les quantités ruisselées sont supérieures lorsque le gazon est semé (Harrison, 1993). En fait cela correspond à une différence de maturité et de densité du gazon et l'impact de la méthode d'implantation se distingue jusqu'à plus de 3 ans après. La densité du couvert a en effet une importance fondamentale dans les processus de ruissellement et de lessivage. Gardner (2001) a mis en évidence que le lessivage du métalaxyl est d'autant plus important que le gazon est peu dense.

Graphes n°3 : Pourcentage de récupération du métalaxyl dans les eaux de percolation en fonction de la densité de couvert :



➤ **Drainage :**

Le drainage, en augmentant l'infiltration et en permettant un renouvellement plus rapide de la capacité au champ, **diminue le risque de ruissellement mais augmente les quantités d'eau lessivée et donc les possibilités de transferts des pesticides par lessivage**. Si l'eau de drainage est récupérée et réutilisée pour l'irrigation, et donc que le gazon représente un système clos du point de vue hydrologique, la contamination du milieu extérieur est limitée.

➤ **Aération du substrat :**

Ce procédé est pratiqué en vue de stimuler la croissance racinaire et donc la vigueur des graminées de gazon en favorisant la circulation de l'air dans les compartiments superficiels du sol. Il peut être très important car ce sont jusqu'à 600 trous au mètre carré qui peuvent être réalisés. **Il peut donc augmenter les pertes par volatilisation** en rendant disponibles des molécules qui avaient initialement suivi la voie du lessivage. Par ailleurs, en augmentant l'infiltrabilité du sol, **l'aération entraîne une hausse des potentialités de lessivage** du site et ce d'autant plus qu'elle inhibe toutes les capacités de rétention par le feutre en court-circuitant ce niveau. D'un autre côté, en renouvelant l'atmosphère gazeuse au niveau des racines, **l'aération peut entraîner une hausse de la biodégradation en stimulant l'activité microbienne**.

➤ **Matériel de pulvérisation :**

La taille des gouttes est un facteur influençant beaucoup la volatilisation des pesticides. Toute caractéristique du matériel favorisant la petite taille des gouttes (forte pression, type de buses...) augmentera la volatilisation du pesticide appliqué.

1.3/ Récapitulatif des facteurs prépondérants de chaque voie de transfert

Ce chapitre se propose de récapituler, pour chaque voie de transfert, les facteurs prédominants. Dans le tableau suivant, les facteurs modulant sont classés par ordre d'influence décroissante et les plus influents sont inscrits en gras.

Tab.n°3 : Tableau récapitulatif des facteurs prépondérants intervenant dans chaque voie de transfert :

Voie de transfert	Catégorie de facteurs		
	Pédoclimatiques	Physico-chimie des matières actives	Pratiques culturales
Ruissellement	<ul style="list-style-type: none"> - Intervalle de temps entre application et 1^{ère} pluie - Infiltrabilité du sol ; état de compaction du sol ; battance - Texture du sol ; état d'humectation du sol lors de la survenue des pluies - Intensité des précipitations - Pente 	<ul style="list-style-type: none"> - Solubilité dans l'eau - Dose - Formulation - Persistance 	<ul style="list-style-type: none"> - Gestion de l'irrigation (intensité, fréquence, intervalle de temps entre application et 1^{ère} irrigation, état d'humectation de sol lors du déclenchement de l'arrosage) - Maturité et densité du gazon - Gestion des tontes (hauteur, fréquence) - Gestion du feutre (aération, défeutrage)
Lessivage	<ul style="list-style-type: none"> - Précipitations - Texture du sol - Infiltrabilité du sol - Saturation du sol lors de la survenue des pluies - Taux de matière organique du sol 	<ul style="list-style-type: none"> - Koc - Persistance - Solubilité dans l'eau - Dose 	<ul style="list-style-type: none"> - Gestion de l'irrigation (intensité, fréquence, intervalle de temps entre application et 1^{ère} irrigation, état d'humectation de sol lors du déclenchement de l'arrosage) - Maturité du gazon - Gestion du feutre (aération, défeutrage) - Drainage
Volatilisation	<ul style="list-style-type: none"> - Température - Conditions atmosphériques (radiations solaires, vent) - Saturation du sol 	<ul style="list-style-type: none"> - Constante de Henry - Tension de vapeur - Solubilité dans l'eau - Formulation - Dose - Persistance 	<ul style="list-style-type: none"> - Intervalle de temps entre application et 1^{ère} irrigation - Matériel de pulvérisation - Intensité de l'irrigation - Aération

Il n'est pas possible de déterminer une classification des pertes par ruissellement des produits en fonction de l'une ou l'autre des propriétés physico-chimiques des matières actives tant leur influence est faible à proportion de l'influence des facteurs pédoclimatiques. Les potentialités de fuite de matières actives sont donc déterminées par le site et ses caractéristiques climatiques, en particulier le type et la quantité des précipitations et les pratiques culturales. Cependant on peut établir l'influence relative de chacune des propriétés physico-chimiques. Généralement, les transferts par ruissellement concernent principalement les pesticides hydrosolubles, les plus persistants et appliqués en formulation liquide (Petrovic et Borromeo, 1994).

Les corrélations entre les propriétés physico-chimiques et les flux et taux de transferts par volatilisation peuvent être valides et prépondérants le jour suivant l'application mais à plus longue échéance les conditions environnementales doivent être considérées (Bedos et al., 2001).

II- COMPORTEMENT DE TRANSFERT DES SUBSTANCES ACTIVES UTILISEES EN FRANCE

2.1/ Substances actives homologuées en France et autres matières actives soumises à l'étude

On ne compte pas moins de 36 matières actives homologuées sur gazon en France dont 21 herbicides, 11 fongicides, 2 régulateurs de croissance et 2 insecticides. La liste de ces matières actives se trouve dans le tableau ci-dessous ainsi que leurs usages et l'importance de leur utilisation en France.

Tab. n° 4 : Matières actives homologuées en France sur gazon et importance de leur utilisation :

	Matières Actives Homologuées	Cibles	Utilisation en France
Herbicides	2,4-D	Dicotylédones	+++
	Dicamba	Dicotylédones	++
	Mecoprop	Dicotylédones	+++
	Mecoprop P	Dicotylédones	++
	2,4- MCPA	Dicotylédones	+++
	Ioxynil	Dicotylédones	++
	Fluroxypyr	Dicotylédones	++
	Bifenox	Dicotylédones (gaillet, véronique, pensée, lamier...)	++
	Bromoxynil	Dicotylédones	+
	Diméthénamide	Dicotylédones	+
	Clopyralid	Dicotylédones (Polygonacées, légumineuses, composées)	+
	Isoxaben	Dicotylédones	+
	Oryzalin	Graminées annuelles + Dicotylédones annuelles	+
	Oxadiazon	Graminées annuelles (digitaire) + Dicotylédones	+
	Ethofumesate	Dicotylédones (amarante, véronique, matricaire...)	+
	Pendiméthaline	Graminées annuelles + Dicotylédones	+
	Dichlorprop-P	Dicotylédones	++
	Sulfate de Fer	Mousses	++
	Dichlorophène	Mousses	+++
	Cyanamide Calcique	Mousses	+
Oxyde de calcium	Mousses	+	
Fongicides	Chlorothalonil	Fil rouge, fusarioses, rouilles, sclérotinia, rhizoctone	+
	Iprodione	Fil rouge, fusarioses, helminthosporiose, pourriture des neiges, rouilles, sclérotinia, rhizoctone	+++
	Mancozèbe	Rhizoctone, fusarioses, helminthosporiose	++
	Cyproconazole	Fil rouge, fusarioses, rouilles, sclérotinia, rhizoctone	++
	Fénarimol	Fil rouge, fusarioses, sclérotinia	+
	Fosetyl-Al.	Pythiums	+
	Propiconazole	Fusarioses, rouilles, sclérotinia	+
	Carbendazime	Fusarioses, rouilles, sclérotinia	+
	Tebuconazole	Fusarioses, rouilles, sclérotinia	+
	Bromuconazole	Fil rouge, fusarioses, sclérotinia, helminthosporiose, rouilles, rhizoctone	+
Prochloraze	Fusarioses, Sclérotinia	+	
Régulateurs	Trinexapac ethyl	Organes aériens des graminées de gazon	+
	Mefluidide	Organes aériens des graminées de gazon	+
Insecticides	Carbaryl	Tipules	+
	Bifenthrine	Noctuelles	+

L'étude s'intéresse aux transferts dans les eaux matières actives homologuées sur gazons en France mais rend également compte de résultats obtenus avec d'autres molécules parmi les plus utilisées dans le monde pour l'entretien des gazons de graminées. Peu de données françaises sont disponibles

pour certaines molécules homologuées en France. Ceci explique que la grande majorité des données présentées dans ce document provient d'études de transfert effectuées sur golfs et terrains de sport en Amérique du Nord et dans les pays anglo-saxons européens.

Tab. n°5 : Matières actives non homologuées en France sur gazon mais étudiées en raison de l'importance de leur utilisation à l'étranger (Amérique du Nord...):

Matières Actives Non Homologuées en France	Action	Importance de l'utilisation à l'étranger
Chlorpyriphos	Insecticide	+++
Diazinon	Insecticide	+++
Metalaxyl	Fongicide	+++
Dithiopyr	Digitaire	+
Pyraclostrobin	Rouilles, fusarioses	+
Azoxystrobine	Fusarioses, rhizoctonia, rouilles, oïdium	+

2.2/ Données expérimentales sur les transferts

2.2.1/ Persistance et dégradation des matières actives

Le tableau suivant indique la persistance de divers pesticides utilisés sur gazon.

Tab. n°6 : Persistance de quelques substances actives sur gazon : résultats expérimentaux :

Matière Active	t ½ Sol nu (j)	t ½ Gazon (j)	t ½ Feutre (j)	t ½ Feuilles (j)*	Références
2,4 – D	10			8.3	Shuman et al.(2000)
Benomyl	180 à 315				Sigler et al.(2000)
Chlorothalonil	3		5.6	4.9	Wu et al.(2002)
Chlorpyriphos	30	6 à 12	10		Horst et al.(1996) Gardner (2001)
Clopyralid		10			Miltner et al.(2003)
Cyproconazole	128	8 à 12			Gardner (2000)
Dicamba	36.2 à 136.1	5.5 à 23.2			Roy et al.(2001)
Dithiopyr		35			Shleicher et al.(1995)
Ethofumesate	51	3			Gardner (2001)
Iprodione	23 à 77	5		3.3	Sigler et al. (2000)
Metalaxyl	70	10 à 25	2.7	1.4	Horst et al.(1996) Wu et al.(2002)
Pendiméthaline	90	6 à 23			Horst et al.(1996) Shleicher et al.(1995)
Propriconazole	29	12 à 15			Gardner (2001)

* testé expérimentalement sur feuilles de graminées coupées.

Les pesticides sont beaucoup moins persistants sur gazon que sur sol nu et donc les quantités transférables et les risques de contamination sont inférieurs. Cette forte dégradation peut s'expliquer par l'intense activité microbienne qui a lieu dans le gazon et notamment dans le feutre où règnent des conditions idéales au développement de la vie microbienne. La dissipation de l'éthofumesate est, par exemple, 15 fois plus rapide dans le gazon que sur sol nu (Gardner, 2001). La dégradation du dicamba est 6 à 8.5 fois plus rapide dans le feutre que dans le sol (Roy et al., 2001)

La dégradation des pesticides dépend aussi de l'adaptation de la microfaune et de la microflore du sol aux produits appliqués : au fur et à mesure des traitements successifs, la demi-vie des produits diminue (Sigler, 2000 ; Cisar, 2000). Après 90 jours, sur sol stérilisé Sigler a retrouvé 20 à 30% du mancozèbe appliqué, sur sol non stérilisé il n'y en avait plus de trace. Sur sol argileux, la $t_{1/2}$ de l'iprodione est de 23 jours au premier traitement, elle n'est plus que de 5 jours au second.

Les conditions extérieures conditionnent largement la dégradation des matières actives. **La température** est un facteur prépondérant : la dégradation du dicamba est, par exemple, 2 à 4 fois plus rapide lorsque la température passe de 4°C à 20°C. De même, la dégradation est d'autant plus importante que **l'humidité** s'élève mais cet effet s'efface lorsque la température arrive à son optimum. Suzuki (2001) a essayé d'évaluer l'influence des conditions d'aérobioses du sol sur la dégradation du diazinon, de l'iprodione, du mécoprop et du dithiopyr. Il a ainsi montré que la composition gazeuse n'a pas d'influence sur les taux de dégradation du diazinon, de l'iprodione et du mécoprop mais qu'en conditions microaérobies la $t_{1/2}$ du dithiopyr est presque divisée par 2 en passant de 324 jours en conditions normales à 185 jours sous faible pression de O₂. Il a de plus évalué les résidus de diazinon, d'iprodione et de mécoprop dans un sol sablo-limoneux 15 jours après l'application respectivement à 3%, 16% et 20% et à 1.75%, 2%, et 1.75% 30 jours après l'application. A 90 jours après l'application aucun résidu n'est détecté.

La dégradation du clopyralid dans les déchets de tonte suit une cinétique logarithmique (Miltner et al., 2003) : les concentrations relevées à 46, 56 et 98 semaines sont respectivement de 135, 62 et 21 ppb.

2.2.2/ Données expérimentales sur les transferts par ruissellement

L'ensemble des données expérimentales sur les transferts par ruissellement ainsi que les conditions d'expérimentation sont détaillées en annexe n° 4. Le tableau n°7 présente les transferts maximum observés par ruissellement superficiel sur gazon lors d'expérimentations réalisées en plein champ et avec un protocole de traitement réalisable en pratique.

Tab. n°7 : Concentrations et pertes maximales par ruissellement superficiel : Résultats expérimentaux

Matières actives	% de la dose appliquée	Concentration maximale observée (µg/L)	Références
2,4-D	9.6	800	Shuman et al., 2000
Chlorothalonil	0.8	699	Shuman et al., 2000 Haith et Rossi, 2003
Chlorpiryfos	0.1	19	Shuman et al., 2000
Dicamba	14.6	360	Shuman et al., 2000
Iprodione	1.015	437	Haith et Rossi, 2003
Mancozèbe	0.007	8	Haith et Rossi, 2003
Mecoprop	14.4	4100	Shuman et al., 2000 Watschke et al., 2000
Metalaxyl	-	90	Odanaka et al., 1993
Oxadiazon	0.807	63	Haith et Rossi, 2003
Pendiméthaline	1.21	177.4	Lee et al., 2000
Propiconazole	1.086	87	Haith et Rossi, 2003
Trinexapac-éthyl	0.768	14	Haith et Rossi, 2003

Les herbicides sont, d'après les études réalisées, les molécules les plus transférées par ruissellement. Sont principalement mis en cause le 2,4-D, le dicamba et le mécoprop avec des pourcentages de pertes par ruissellement de l'ordre de 10%.

Ceci semble confirmé par une analyse des propriétés physico-chimiques des pesticides.

La mobilité des pesticides et leur aptitude au transfert dans les eaux superficielles sont essentiellement fonction de leur solubilité pour le ruissellement superficiel et de leur Koc et leur temps de demi-vie dans le sol pour le ruissellement hypodermique après lessivage. Le tableau ci-dessous est établi en reprenant les valeurs de Koc et de persistance qualifiées de faible, moyenne et forte adoptées par SIRIS pour les eaux superficielles.

Les bornes de mobilité établies sur la base du Koc sont comprises entre 100 et 1000. Les bornes de persistance sont comprises entre 9 et 30 jours, ce sont des valeurs relativement faibles et qui rendent compte de la forte dégradabilité des pesticides dans des conditions de plein champ.

Tab. n°8 : Potentiel de mobilité des pesticides dans les eaux de surface (d'après données SIRIS) :

		Potentiel de Mobilité des pesticides dans les eaux de surface		
		Bas (Koc>1000)	Moyen	Haut (Koc<100)
Persistance	Basse ($t_{1/2}<9$ j)	Benomyl Mancozèbe	Cyanamide Ioxynil Iprodione Bromoxynil	Fosetyl-Al
	Moyenne ($9 j < t_{1/2} < 30 j$)	Bifénox Anilazine Bifenthrine	Dichlorprop-P 2,4 MCPA esters Carbaryl Carbendazime Diméthénamide Azoxystrobine Trinexapac-éthyl	2,4-D ester 2,4-D sel de diméthylamine Mécoprop Mécoprop-P Fluroxypyr 2,4 MCPA sel de diméthylamine Dicamba Metalaxyl
	Haute ($t_{1/2}>30$ j)	Chlorothalonil Chlorpyrifos Pendiméthaline Oxadiazon Tebuconazole	Diazinon Bromuconazole Oryzalin Fenarimol Propiconazole Isoxaben Ethofumesate Cyproconazole Siduron Prochloraze	Triclopyr Clopyralid sel d'amide

La majorité des pesticides sont moyennement persistants et ont un Koc moyen, ce qui laisse à penser que les milieux aquatiques proches des zones traitées peuvent être exposées à la contamination par les pesticides utilisés sur gazon. Cela concerne plus particulièrement les substances actives les plus faiblement adsorbées sur la matière organique ou les plus persistantes qui figurent parmi les plus utilisées sur gazon.

La conduite culturale influe aussi de façon importante sur les transferts par ruissellement superficiel. Haith et Rossi (2003) ont étudié les différences de quantités d'eau ruisselées et les transferts de substance active entre greens et fairways.

Tab. n°9 : Caractéristiques pédologiques et des pratiques des greens et fairways étudiés (Haith et Rossi, 2003) :

	Type de sol	Irrigation	Hauteur de tonte	Epaisseur du feutre	C organique
Fairways	Sablo-argileux	6.4 mm/3j	11 mm	8 mm	10200 kg/ha
Greens	Sableux	2.5 mm/j	3.5 mm	5 mm	6000 kg/ha


Tab. n°10 : Quantités d'eau ruisselée sur greens et fairways (Haith et Rossi, 2003) :


	Quantités d'eau ruisselée sur greens (mm)	Quantités d'eau ruisselée sur fairways (mm)
Boston (1080 mm/an)	2	67.9
Philadelphie (1068 mm/an)	1.9	55.1
Rochester (863 mm/an)	0.3	30.9
Moyenne	1.4	51.3

On constate tout d'abord que les quantités ruisselées superficiellement sont très largement supérieures (*36) sur fairway que sur green en raison principalement de la texture du sol, et donc de sa moindre infiltrabilité, et ce en dépit d'une hauteur de tonte et d'une épaisseur de feutre plus élevées.

Tab. n°11 : Concentrations et pertes maximales observées par ruissellement superficiel sur greens et fairways (Haith et Rossi, 2003) :

Substances actives	Dose (g/ha)	CL ₅₀ (µg/L)		Green		Fairway	
		Truite Arc-en-ciel	Daphnies	% de la dose appliquée	Concentrations dans les eaux (µg/L)	% de la dose appliquée	Concentrations dans les eaux (µg/L)
Chlorothalonil	9250	250	70	0.007	477	0.145	296
				0.09	699	0.179	450
				0.001	372	0.057	256
Iprodione	3050	4 200	250	0.016	140	0.586	158
				0.044	437	1.015	337
				0.003	236	0.29	172
Mancozèbe	14640	1 900	13 600	< 0.001	1	0.003	2
					8	0.007	6
					<1	0.001	2
Propiconazole	2310	5 300	11 500	0.017	25	0.642	28
				0.054	87	1.086	59
				0.005	53	0.327	31
Mécoprop	2910	> 100 000	420 000	< 0.001	<1	0.255	9
						0.161	7
						0.014	1
Oxadiazon	990	1 000	> 2 400	0.028	39	0.723	31
				0.04	63	0.807	43
				0.004	42	0.332	31
Trinexapac-éthyl	80	57 000	> 142 500	0.008	4	0.352	5
				0.029	14	0.768	12
				0.002	5	0.162	5

 Concentrations > CL 50 de la truite arc en ciel et des daphnies

 Concentrations > CL 50 des daphnies

La tendance générale qui ressort de cette expérimentation est que les pertes totales, en pourcentage de la dose appliquée sont supérieures sur fairway que sur green, du fait de l'importance du ruissellement superficiel sur fairway. Par contre, les concentrations maximales instantanées observées sont généralement supérieures ou égales sur green que sur fairway, sauf cas particulier du mécoprop. Ces différences s'expliquent par les différences de quantités d'eau ruisselées : sur les fairways, les quantités d'eau ruisselées sont plus importantes d'où un phénomène d'entraînement global des substances actives plus intense et des quantités transférées plus importantes, mais plus diluées, d'où des concentrations maximales instantanées moindres.

Le chlorothalonil et l'iprodione sont les deux pesticides qui montrent les concentrations maximales instantanées les plus élevées et toujours supérieures aux CL₅₀ des espèces aquatiques indicatrices choisies, et cela, que ce soit sur green ou sur fairway. Ces concentrations expriment une dangerosité potentielle pour la faune aquatique et non réelle, dans la mesure où l'effet de dilution conduit à des concentrations beaucoup moins importantes dans les lieux où vivent daphnies et poissons que celles observées en sortie de parcelle traitée.

Le chlorothalonil présente de faibles pourcentages de perte dans les eaux de ruissellement mais il n'est pas sans risque car il est appliqué à forte dose, il est persistant et relativement toxique. **L'iprodione** est moins toxique mais est beaucoup plus susceptible d'entrer en solution. **Ces deux fongicides peuvent potentiellement représenter un danger pour les milieux aquatiques proximaux et confinés s'il sont appliqués de façon répétée, sans alternance avec d'autres substances actives.**

L'emploi de l'azoxystrobine peut présenter des risques suivant les conditions du site. **Par contre le mancozèbe, le mécoprop, l'oxadiazon et le propiconazole semblent sans danger pour les milieux aquatiques suivant la voie de transfert par ruissellement.** Ces résultats ont été confirmés par Vincelli (2004).

Les résultats contradictoires concernant le mécoprop montrent l'importance de l'impact des conditions extérieures, notamment édapho-climatiques, sur les transferts par ruissellement.

Les transferts par ruissellement de pendiméthaline observés par Lee et al. (2000) s'élèvent à 1.21% pour une dose appliquée de 4.5 kg/ha et les concentrations maximales instantanées culminent à 177.4 µg/L lors du premier événement pluvieux. Ces valeurs semblent correspondre à des maxima, étant donné les conditions extrêmes de pluviométrie simulée (20 mm par jours pendant 10 jours consécutifs).

Les gazons nouvellement implantés sont particulièrement vulnérables vis à vis de la contamination des eaux de surface par le phénomène de ruissellement (Clarck et Kenna, 2001).

2.2.3/ Données expérimentales sur les transferts par lessivage et la distribution des pesticides dans les horizons du sol

L'ensemble des données expérimentales sur les transferts par lessivage ainsi que les conditions d'expérimentation sont détaillées en annexe n° 5.

Le tableau n°12 présente les transferts maximum observés par lessivage sur gazon lors d'expérimentations réalisées sur gazon et avec un protocole de traitement réalisable en pratique. Ces chiffres extrêmes peuvent être considérés comme non représentatifs des moyennes observées, pour chaque substance active, de l'ensemble des données obtenues dans les différentes études inventoriées.

Tab. n°12 : Concentrations et pertes maximales par lessivage : Résultats expérimentaux sur greens de golfs :

Matières actives	% de la dose appliquée	Concentration maximale instantanée observée (µg/L)	Références
2,4-D	3.12	312	Harrisson, 1993 Starrett, 2000
Carbaryl	-	7.2	Petrovic et Borromeo, 1994
Chlorothalonil	< 0.5	15	Shuman, 2000
Chlorpyriphos	0.5	0.65	Starrett, 1996 Cisar, 2000
Diazinon	4.8	5	Suzuki, 1998
Dicamba	21.84	>1000	Starrett, 2000
Dithiopyr	-	5	Schleicher, 1995
Ethofumesate	<5	-	Gardner, 2001
Fénarimol	-	ND	Odanaka, 1993
Iprodione	1.6	18	Odanaka, 1993 Suzuki, 1998
Isazofos	6.3	-	Starrett, 1996
Mecoprop	14.1	384	Suzuki, 1998 Watschke, 2000
Metalaxyl	>28	106	Odanaka, 1993 Horst, 1996
OH- Chlorothalonil	< 0.5	2210	Shuman, 2000 Armbrust, 2001
Pendiméthaline	<3	55	Schleicher, 1995 Horst, 1996
Propiconazole	4.4	-	Kim et Suh, 1998
TCP (métabolite du chlorpyriphos)	-	1770	Armbrust, 2001
Triclorfon	0.05	-	Wu, 2002

Suzuki et al. (1998) ont mené une étude de transfert par lessivage sur colonnes de sol (terreau) sous gazon carottées dans un fairway de golf. Il en ressort que, globalement, **les herbicides sont très vite lessivés** ; dès les 100 premiers millilitres d'eau de lessivage plus de 90% des résidus globalement transférés sont retrouvés. Les fongicides sont moins vite lessivés, entre 30 et 40% des résidus globalement transférés se retrouvent dans les 100 premiers millilitres d'eau de lessivage et les insecticides sont très vite dégradés et donc non lessivés à l'exception du diazinon qui est assez persistant, ce qui explique qu'il n'est pas homologué en France.

Sur 108 échantillons d'eau de lessivage de green de golf récupérés à la sortie des drains, Armbrust (2001) n'a jamais détecté de chlorpyriphos, et a détecté 1 fois du chlorothalonil à une concentration de 120 µg/L. Par contre leurs métabolites respectifs, le TCP et la OH-chlorothalonil, ont été retrouvés dans 63 et 87% des échantillons respectivement. Toutes les études convergent et montrent que le chlorothalonil n'est que très peu lessivé. Il est très fortement retenu dans le feutre où il est dégradé en OH-chlorothalonil qui, lui, est lessivable. Donc **le chlorpyriphos et le chlorothalonil, en accord avec leur GUS peu élevé, sont très peu lessivés cependant ils sont rapidement dégradés ; leurs produits de dégradation migrent en grande proportion, bien que les concentrations observées ne dépassent pas les CL₅₀ des espèces aquatiques indicatrices**. La contamination des milieux aquatiques par ces produits serait donc plutôt chronique résultant de leur accumulation.

87 % de la dose de propiconazole appliquée sur sol nu ont été retrouvés dans le premier centimètre du sol et aucun résidu d'éthofumesate n'a été détecté sous 1 centimètre de profondeur (Gardner et Branham, 2001). Ni le fénarimol, ni le propiconazole, ni le triadimefon appliqués sur un sol limoneux n'a été retrouvé sous 5.1 cm de sol (Schumann et al., 2000).

Tab. n°13 : Importance des transferts par lessivage du 2,4-D, dicamba, carbaryl et chlorothalonil en fonction du type de sol et de l'irrigation (Borromeo, 1992) :

Matière active	Dose (kg/ha)	Type de sol	Irrigation (mm)	% de transfert des pesticides
Dicamba	0.42	Sableux	57 - 115	1.8 à 4.3
			34 - 91	0 à 0.82
		Sablo-limoneux	62 - 135	0.02 à 0.004
			26 - 70	0.02 à 0.012
		Terre franche	65 - 136	0.2 à 0.04
			23 - 74	0.01 à 0.0012
2,4-D	1.12	Sableux	57 - 115	0.86 à 1.4
			34 - 91	0.0003 à 0.12
		Sablo-limoneux	62 - 135	0.003 à 0.0004
			26 - 70	0.004 à 0.0004
		Terre franche	65 - 136	0.005 à 0.1
			23 - 74	0.0002 à 0.007
Carbaryl	7.94	Sableux	57 - 115	0.1 à 0.98
			34 - 91	0 à 0.004
		Sablo-limoneux	62 - 135	0 à 0.001
			26 - 70	0 à 0.007
		Terre franche	65 - 136	0.0002 à 0.04
			23 - 74	0 à 0.002
Chlorothalonil	13.43	Sableux	57 - 115	0
		Sablo-limoneux	62 - 135	0
		Terre franche	65 - 136	0.002
			23 - 74	0.0002

Borromeo (1992) met ici en évidence que **les transferts par lessivage sont d'autant plus importants que :**

- le sol est filtrant (texture sableuse),
- l'irrigation n'a un impact significatif que sur sol sableux,
- si dans les 7 jours suivants l'application l'irrigation n'a pas pu permettre d'atteindre la saturation du sol alors le lessivage est faible quel que soit le type de sol.

D'après toutes les études menées, le dicamba et le 2,4-D sont les pesticides les plus sujets au lessivage. Les concentrations relevées expérimentalement sont parfois très importantes mais, si l'on regarde la fréquence de distribution des concentrations en 2,4-D et dicamba observées dans les eaux de lessivage de pelouse, on peut constater que les cas où les concentrations sont élevées sont peu nombreux.

Tab. n°14 : Distribution des concentration de 2,4-D et dicamba observées dans les eaux de lessivage (Gold et al., 1993) :

	< 1.0 µg/L	1.0 à 5.0 µg/L	5.0 à 10.0 µg/L	> 10 µg/L
2,4-D	72	26	2	0
Dicamba	95	3	0	2

Une étude de Cohen et al. (1990) a montré que l'usage des pesticides de 4 golfs à l'hydrogéologie vulnérable a généré un impact minime sur la qualité de l'eau de nappe. Les concentrations et fréquences de détection dans les nappes de pesticides utilisés spécifiquement sur gazon sont inférieures à celles observées pour les pesticides utilisés en agriculture. Ceci semble confirmé par une analyse des propriétés physico-chimiques des pesticides.

Le tableau ci-dessous rend compte de l'aptitude au transfert des substances actives dans les eaux souterraines et est établi en reprenant les valeurs bornes du Koc et de persistance qualifiées de faible, moyenne et forte, adoptées par SIRIS, pour les eaux souterraines.

Les bornes de mobilité sont établies sur la base du Koc et sont comprises entre 100 et 500. Les bornes de persistance sont comprises entre 30 et 120 jours, ce sont des valeurs importantes et qui rendent compte de la dégradabilité des pesticides dans le sol.

Tab. n°15 : Potentiel de mobilité des pesticides dans les eaux de lessivage (d'après données SIRIS) :

		Potentiel de mobilité dans les eaux souterraines		
		Faible (Koc>500)	Moyen (100<Koc<500)	Fort (Koc<100)
Persistance	Basse ($t_{1/2}$ <30 j)	Benomyl Mancozèbe Dichlorprop-P 2,4 MCPA esters Bifénox Anilazine Bifenthrine	Cyanamide Ioxynil Iprodione Bromoxynil Carbaryl Carbendazime Diméthénamide Azoxystrobine Trinexapac-éthyl	2,4-D ester 2,4-D sel de diméthylamine Mécoprop Mécoprop-P Fosetyl-Al Fluroxypyr 2,4 MCPA sel de diméthylamine Dicamba Metalaxyl
	Moyenne (30 j< $t_{1/2}$ <120 j)	Chlorothalonil Chlorpyriphos Pendiméthaline Diazinon Bromuconazole Oryzalin Fenarimol Propiconazole Isoxaben	Ethofumesate Cyproconazole Siduron	Triclopyr Clopyralid sel d'amide
	Haute ($t_{1/2}$ >120 j)	Oxadiazon Tebuconazole	Prochloraze	

La majorité des pesticides sont soit peu persistants soit peu mobiles, ce qui laisse à penser que les nappes sont relativement peu exposées à la contamination par les pesticides utilisés sur gazon et ce d'autant plus que les matières actives les plus mobiles ou les plus persistantes ne figurent pas parmi les plus utilisées.

Le lessivage est très variable en fonction de la substance active et, parmi les substances actives homologuées, ce sont les herbicides les plus sujets à ce type de transfert. Généralement le GUS est un bon indicateur de la mobilité d'une matière active, mais sur sol sableux, la solubilité est aussi un bon indicateur. Cependant, une grande variabilité des valeurs maximales est observée car les conditions du site et la conduite culturale influent beaucoup le lessivage.

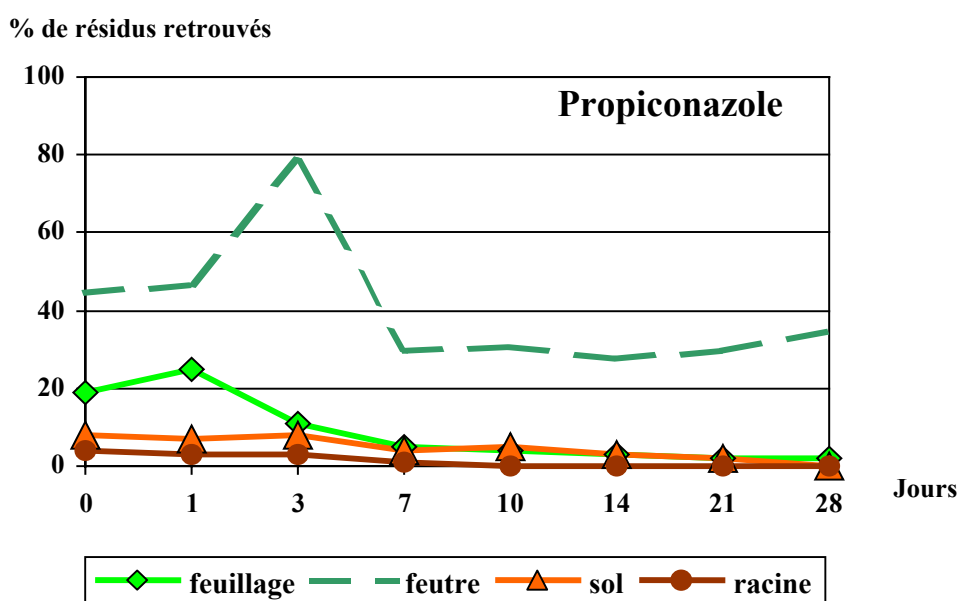
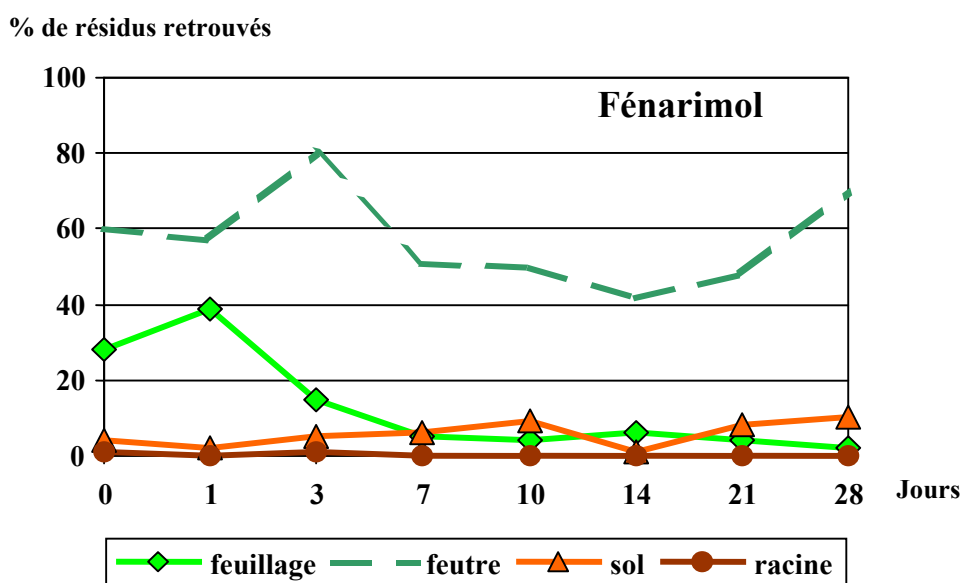
On observe par ailleurs une variabilité saisonnière du lessivage des pesticides. Par exemple, le dicamba lessive principalement en hiver, lors de la période de fortes pluies ; en été la migration dans le sol est plus faible du fait de la faible pluviométrie, des forts taux de dégradation et d'évaporation. Les concentrations maximales sont quant à elles observées lors des orages du printemps et de la fin de l'automne.

2.2.4/ Importance de l'action du feutre sur les transferts dans les eaux

Il agit comme un filtre rétenteur et épurateur des eaux s'infiltrant. Globalement, le feutre a une forte capacité de sorption des fongicides qui limite donc leur lessivage. C'est la lignine qui constitue le site d'adsorption primaire dans le feutre.

Le feutre présente une très forte capacité de rétention des matières actives. Au moins 95 % des résidus de propiconazole sont récupérés dans les parties vertes et le feutre, limitant le mouvement vertical dans le sol (Gardner, 2001). Les mouvements de cyproconazole vers le sol sont d'autant plus réduits avec des taux croissants de feutre (Gardner, 2001). 90% du fénarimol et du propiconazole non dégradés sont retenus par le feutre comme le confirment les graphiques ci-dessous (Schumann et al. 2001).

Graphe n°4 : Distribution du fénarimol et du propiconazole entre feuillage, feutre, sol et racines :



96% du diazinon reste dans le premier centimètre de profil que ce soit du sol ou du feutre (Branham et al., 1985).

Le lessivage de la pendiméthaline dans le sol est très limité par sa forte adsorption par la matière organique des couches superficielles, notamment le feutre : Après 90 jours, plus de 90% des résidus se trouvent dans les 10 premiers centimètres du sol, quelle que soit la dose et le régime d'irrigation. Horst et al. (1996) confirment que le mouvement de la pendiméthaline à travers le feutre est très limité et que seuls 3% de la dose appliquée atteint le sol. Il en est de même pour le chlorpyrifos dont seulement 5 % de la dose appliquée atteint le sol.

Aucun résidu de cyproconazole n'a été observé sous 5 centimètres de profondeur en présence de feutre par contre lorsque le pourcentage de feutre n'est pas maximum des résidus sont observés jusqu'à 15 centimètres dans le sol (Gardner et al., 2001).

La mobilité du métalaxyl n'est pas influencée par la couverture du gazon (Gardner et al., 2001) : Horst et al. (1996) ont observé que plus de 28 % du métalaxyl appliqué atteint le sol et migre jusqu'à plus de 20 centimètres de profondeur. Il est cependant retenu 7 fois plus par le feutre que par les parties vertes du gazon (Sigler et al., 2000).

Le bénomyl se lie fortement au feutre : on retrouve de 19.5 à 93.2% des résidus de bénomyl dans le feutre alors qu'on n'en retrouve que de 46.2 à 56.9% sur les parties vertes d'Agrostide (Liu et al., 1996). 96 à 99% des résidus d'isazofos récupérés ont été trouvés dans le feutre (Niemczyk et al., 1987). Se pose la question de l'efficacité de produits comme l'isazofos qui agissent sur les larves d'insectes dans le sol. Comment peuvent-ils atteindre des doses létales pour les insectes si la pénétration dans le sol est très faible et n'atteint que les 2.5 cm premiers du sol ? Seule la pratique du défeutrage peut le permettre.

Carroll (2000) a montré que le feutre a une capacité de sorption du dicamba supérieure à la couche du sol sous-jacente et cela même si le pH du feutre est supérieur à celui du sol. Donc le pourcentage de matière organique a plus d'effet sur la sorption du dicamba que le pH.

On note ainsi une **réduction substantielle des transferts de pesticides dans les eaux de ruissellement et de lessivage en présence de feutre, par le phénomène d'adsorption** (Vincelli, 2004) : le pourcentage de pertes de chlorothalonil par ruissellement est divisé par 2 en présence d'un feutre de 2 mm d'épaisseur. Raturi et al. (2003) ont montré que le pourcentage de la dose appliquée retrouvé dans les eaux d'infiltration est inférieur de 4 à 15 % en présence du feutre et en fonction de la matière active considérée (carbaryl ou triclopyr) et de la variété de gazon concernée (Agrostide Stolonifère ou Zoysia).

2.2.5/ Données expérimentales sur les transferts par volatilisation

La volatilisation suit un cycle journalier faisant apparaître un pic aux heures chaudes de la journée, entre 13 et 15 heures, et lorsque les radiations solaires sont les plus intenses. Les variations diurnes de la volatilisation sont observées dans les 3 premiers jours après application, ensuite les variations sont minimales à cause de la quantité réduite des résidus. Le pic peut être masqué le jour même de l'application par la cinétique globale de volatilisation. Cette cinétique globale est biphasique avec une phase de diminution rapide des résidus puis une phase plus lente.

L'ensemble des données expérimentales sur les transferts par volatilisation ainsi que les conditions d'expérimentation sont détaillées en annexe n° 6. Le tableau n°13 présente les transferts maximum observés par volatilisation sur gazon lors d'expérimentations réalisées dans les conditions réelles de la pratique.

Tab. n°16 : Concentrations et pertes maximales par volatilisation : Résultats expérimentaux :

Matières actives	Volatilisation en %	Concentration maximale	Références
-------------------------	----------------------------	-------------------------------	-------------------

	de la dose appliquée	observée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
Carbaryl	1.4	-	Haith et al., 2002
Chlorothalonil	0.02	7.4	Wu, 2000
Chlorpyrifos	2.38	-	Wu, 2002
Diazinon	0.3	-	Haith et al., 2002
MCPP	1	-	Wu, 2002
Metalaxyl	0.10	4.5	Wu, 2000
Pendiméthaline	13	-	Cooper, 1990
Trichlorfon	0.009	-	Wu, 2002

Bedos et al. rapportent le flux de volatilisation de pendiméthaline observé par Woodrow et al. (1997) sur gazon dans les 12 à 24 heures après traitement. A une température de 22°C et pour une dose appliquée de 3400g/ha ce flux s'élève à 247g/ha/jour. Etant donné la volatilité de cette substance active, cette valeur de flux semble constituer un maximum. Les flux de chlorothalonil observés par Van den Berg et al. s'échelonnent de 0.62 g/ha/jour, quelques heures après traitement, à 0.41g/ha/jour, 7 jours après traitement, suggérant que le chlorothalonil peut se volatiliser encore pendant un certain temps (Bedos et al., 2001).

La volatilisation est une voie mineure de transfert pour la majorité des pesticides appliqués sur gazon par rapport aux autres transferts, c'est le cas pour le propiconazole et le cyproconazole (Gardner, 2000 et 2001).

2.2.6/ Données expérimentales sur les transferts par les déchets de tonte et lors du compostage

Les pesticides appliqués sur gazon peuvent être rapidement absorbés par les racines et les tissus foliaires et transportés vers d'autres parties des plantes ou exudés par les racines et/ou les feuilles. Les déchets de tonte représente donc un réservoir potentiel de résidus de pesticides à prendre en compte lors du retraitement de ces déchets. Les résidus dans les déchets de tonte sont plus importants le premier jour et se dissipent vite par dégradation biotique et abiotique ou par volatilisation.

La croissance des graminées de gazon se fait par la base des feuilles et on coupe le haut des feuilles lors de la tonte. Après 3 ou 4 semaines, la surface traitée a totalement été retirée or on retrouve du clopyralid encore 1 an après traitement ce qui indique que le clopyralid est capté par la plante et transporté à l'intérieur de celle-ci (Miltner et al., 2003). Il en est de même pour le dicamba.

Tab. n°17 : Concentrations et pertes maximales par les déchets de tonte : Résultats expérimentaux :

Matières actives	Transferts dans les déchets de tonte (% de la dose appliquée)	Concentration maximale observée ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Références
2,4-D	0.19	-	Cisar, 2000
Chlorpyrifos	0.52	-	Cisar, 2000
Clopyralid Granulé	29.3	53	Miltner, 2003
Clopyralid Liquide	35	193	Miltner, 2003
Dicamba	0.25	-	Cisar, 2000
Trichlorfon	0.055	-	Wu, 2002

Lemmon et al. (1992) ont trouvé une dégradation très rapide des résidus de pesticides dans les déchets de tonte avec des concentrations inférieures à 1 ppm après 2 semaines et aucun résidu détectable après 3 semaines pour le diazinon, le chlorpyrifos et l'isofenphos appliqués aux doses maximales recommandées et avec une irrigation de 13 à 25 mm post application. La pendiméthaline, plus persistante, a été retrouvée jusqu'à 28 jours dans les déchets de tonte à des concentrations s'échelonnant de 0 à 30 ppm. Racke (1989) montre qu'il reste seulement 3 à 4 % du

carbaryl après compostage. Après 365 jours, Vandervoort et al. (1997) relèvent des concentrations en isoxaben et chlorpyriphos inférieures à 0.01 ppm, des concentrations en 2,4-D entre 183 et 2 ppm et des concentrations en clopyralid entre 32 et 1.4 ppm.

La température de compostage joue un rôle fondamental dans le processus de dégradation : Lemmon et al. (1992) retrouvent des quantités de résidus significatifs jusqu'à 5 semaines pour une température de compostage de 50°C. Cette durée s'étend à 16 semaines lorsque la température de compostage est réduite à 27°C. **Le retournement du compost met à jour des résidus qui peuvent se volatiliser ou être photodégradés.** Ces deux constatations sont confirmées par les résultats de Vandervoort et al. (1997) qui constate des concentrations en résidus de chlorpyriphos, 2,4-D, clopyralid et isoxaben plus faibles quand le compostage se fait dans un composteur plutôt qu'en tas (d'où une température plus élevée) et quand le compost est retourné. Par ailleurs, **la cinétique de dégradation dans le compost se fait en 2 phases : une première rapide faisant intervenir des processus de volatilisation et de photolyse et une seconde plus lente durant laquelle intervient la dégradation microbienne.**

Michel (1995) a étudié la dégradation microbienne et l'humification du 2,4-D dans le compost à partir de 2,4-D marqué au C¹⁴ à 2500ppm. Il a estimé qu'au bout de 50 jours, 97% du C¹⁴ est resté dans le compost. Les pertes par volatilisation sont négligeables, de l'ordre de 0.4%, le reste étant minéralisé en CO₂ à 50%, transformé en acides humiques et fulviques non extractibles à 23% et adsorbés à 19.5%. Il impute la dégradation du 2,4-D dans le compost à une population microbienne différente des microbes incriminés dans sa dégradation dans le sol, dans la mesure où elle est capable de sorber et de dégrader le 2,4-D en présence d'un fort taux de matière organique (68%) et dans des conditions thermophiles (60°C).

Les déchets de tonte compostés contenant des résidus de diazinon, de chlorpyriphos, d'isofenphos et de pendiméthaline seront de toute façon débarrassés de leurs résidus au moment où le compost sera réutilisé grâce aux processus de dégradation naturelle (Lemmon et al., 1992). **Pour tous les pesticides, le compostage est un bon mode de dégradation.**

Pendant le compostage, la concentration finale en clopyralid va dépendre :

- de la concentration initiale en résidus dans les déchets de tonte,
- du taux de dégradation,
- des facteurs biologiques et chimiques pendant le processus de compostage,
- du taux de dilution des déchets de tonte traités par d'autres apports végétaux (Miltner, 2003).

2.3/ Voies préférentielles de transfert des matières actives

Dans tous les cas la part la plus importante de pesticides appliqués sur gazon est celle qui reste liée au feutre par adsorption ou aux parties vertes du gazon lorsqu'ils sont absorbés et qui est ensuite dégradée.

Le tableau suivant se propose d'établir une classification du potentiel de transfert des pesticides.

Légende du tableau :

- +++ : potentiel de transfert élevé
- ++ : potentiel de transfert modéré
- +: potentiel de transfert faible
- / : manque de données

Tab. n°18 : Tableau récapitulatif du potentiel de transfert des pesticides suivant différentes voies :

Substances actives	Potentiel de transfert des substances actives par différentes voies		
	Ruissellement	Lessivage	Volatilisation
2,4-D ester	++	++	++
2,4-D sel diméthylamine	+++		
Dicamba	+++	+++	++
Mecoprop	+++	++	++
Mecoprop P	+++	++	++
2,4- MCPA ester	+	+++	++
2,4- MCPA sel diméthylamine	+++		
Ioxynil	++	+	++
Fluroxypyr	+	++	+
Bifenox	+	+	++
Bromoxynil	+	+	+
Diméthénamide	+++	++	++
Clopyralid sel d'amine	+++	+++	++
Isoxaben	+	++	++
Oryzalin	+	++	++
Oxadiazon	+	+	++
Ethofumesate	++	+++	++
Pendiméthaline	+	+	++
Dichlorophène	++	/	+
Cyanamide	+++	/	+++
Chlorothalonil	+++	+	++
Iprodione	++	+	++
Mancozèbe	+++	+	+
Cyproconazole	++	++	++
Fénarimol	++	++	++
Fosetyl-Al.	+++	+	+
Propiconazole	++	+	++
Carbendazime	+	++	++
Tebuconazole	++	++	+
Bromuconazole	++	++	+
Prochloraze	++	++	++
Trinexapac ethyl	+++	+	++
Mefluidide	++	/	++
Carbaryl	++	++	++
Bifenthrine	+	+	++
Chlorpyriphos*	+	+	++
Diazinon*	++	+	++
Metalaxyl*	+++	++	++

* substances actives non homologuées sur gazon en France.

Les voies de transferts suivies par les pesticides sont très dépendantes des pratiques culturales et surtout du contexte pédoclimatique, en particulier le ruissellement et le lessivage. Cette estimation n'est qu'une généralisation basée sur les propriétés physico-chimiques des substances actives et ne saurait être applicable à une zone déterminée.

III- LES RESIDUS DELOGEABLES ET VOLATILES ET LA CONTAMINATION HUMAINE ET DES MILIEUX AQUATIQUES

Deux formes de transferts principales sont responsables de la contamination humaine en cas d'expositions prolongées et répétées : les résidus délogeables et les résidus volatiles. Pour les cas d'exposition prolongée qui ne se rencontrent pas lors de la pratique du golf, les produits phytosanitaires peuvent être rendus responsables d'intoxications aiguës sévères conduisant à des accidents ou d'intoxications chroniques dont les principales incidences seraient des cancers du cerveau, des sarcomes des tissus mous, des lymphomes non hodgkiniens, des maladies de Hodgkin ou des leucémies.

3.1/ Voies de contamination humaine

3.1.1/ Par inhalation de résidus volatiles

C'est une **voie de contamination secondaire** même si le taux d'absorption par les poumons est important et que le transfert vers la circulation systémique est direct et très rapide. Elle concerne principalement l'applicateur qui est soumis aux concentrations de résidus volatiles les plus élevées. Pour les joueurs, la contamination par inhalation est minime et n'a lieu que lorsque la présence du joueur coïncide avec la période de volatilisation maximale du produit, c'est à dire dans le pire des cas pendant une période chaude juste après l'application.

3.1.2/ Dermique par les résidus délogeables

Chez les utilisateurs de pesticides, la voie cutanée constitue toujours la principale voie d'entrée des pesticides dans l'organisme. La contamination se fait par contact avec le gazon ayant à sa surface des résidus délogeables. Etant donné que le gazon a une canopée très dense, il y a moins de transfert vers le sol, en raison d'une interception foliaire importante. Les risques exposition dermique peuvent être importants si celle-ci survient aussitôt après l'application, avec une absence de protection. Ainsi les joueurs peuvent être contaminés s'ils pénètrent sur la zone traitée et entre en contact direct avec le gazon. Cela concernerait principalement les joueurs de rugby ou de football dont une proportion significative du corps est découverte et dont le jeu fait qu'ils entrent souvent en contact avec la pelouse. La couche de feutre piège une grande partie des résidus qui sont alors beaucoup moins accessibles que ceux situés sur les limbes foliaires du gazon.

3.1.3/ Gastro-intestinale / orale par contact « main-bouche » par les résidus délogeables

C'est une **voie minime de contamination** et elle concerne surtout les enfants. Elle peut concerner les joueurs de golfs qui, en ramassant leurs balles transfèrent des résidus délogeables sur leur mains qu'ils portent ensuite à leur bouche, pour apprécier la direction du vent par exemple, ou après la partie. On peut souligner l'importance du nettoyage des mains qui réduit considérablement l'ingestion de résidus contaminant les parties découvertes du corps.

3.2/ Les résidus délogeables

Les résidus délogeables sont des résidus de pesticides faiblement liés par adsorption à la surface des plantes ou aux particules de matières organiques du feutre et du sol qui peuvent être retirés et transférés par simple contact.

3.2.1/ Facteurs intervenant dans la production de résidus délogeables

➤ Pluie et Irrigation :

La pluie est un facteur important de dissipation des résidus de pesticides présents sur les limbes foliaires. Après un événement pluvieux, les quantités de résidus délogeables sont négligeables le jour même du traitement (Bowhey et al., 1987), surtout si la pluie survient aussitôt après l'application.

Clark et al. (2000) ont remarqué, suite à une application d'isazofos, qu'une irrigation de 13 millimètres juste après traitement réduit le risque associé aux résidus délogeables.

Tab. n°19 : Influence de l'irrigation et du temps après l'application sur le risque dermal :

Matière Active	Irrigation	Temps après application	QRD
Isazofos*	Pas d'irrigation	15 min	560
		3 heures	2.8
	13 mm	8 heures	1.43
		3 jours	5.71
		Pas d'irrigation	15 min
	6.3 mm	3 heures	12.04
		8 heures	8.93
		3 jours	1.7

* Matière active non homologuée sur gazon en France

Illustré par l'exemple de l'isazofos, le Quotient de Risque Dermal (QRD, voir 3.4.2) dus aux résidus délogeables est réduit après une irrigation, préconisée après traitement insecticides, d'autant plus que l'intervalle de temps après l'application augmente.

L'effet de l'irrigation sur les résidus délogeables dépend plus de la formulation et d'autres facteurs que des différences entre les matières actives elles-mêmes (Stephenson et Ritcey, 1999).

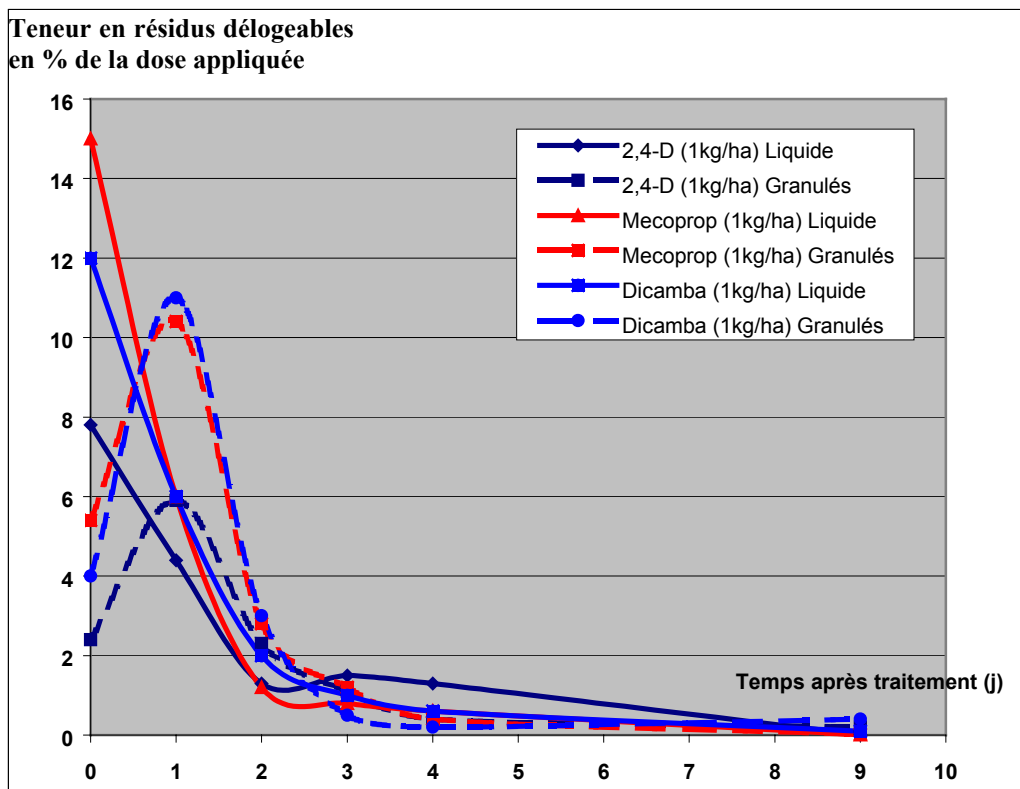
L'utilisation judicieuse de l'irrigation après application et une gestion du volume de produits et du matériel d'aspersion peuvent être des moyens efficaces pour atténuer les risques liés à l'exposition aux résidus volatiles et délogeables des surfaces engazonnées traitées (Clark et al., 2000).

➤ Formulation :

La formulation des pesticides appliqués sur gazon influe de manière importante sur les quantités de résidus délogeables.

Les formulations en granulés entraînent peu de résidus délogeables, leur utilisation peut potentiellement abaisser les risques d'exposition sans pour autant diminuer l'efficacité des herbicides : il est ainsi possible d'appliquer l'herbicide et de n'irriguer que 2 jours plus tard.

Graph n°5 : Influence de la formulation sur les résidus délogeables du 2,4-D, du mécoprop et du dicamba (Bowhey et al., 1987) :



On constate d'après ce graphique que, juste après traitement les formulations sous forme de granulés présentent des taux de résidus délogeables inférieurs aux formulations liquides, mais ils augmentent pour atteindre des maxima environ 24 heures après le traitement. Ce délai correspond au temps nécessaire à l'humidification et du délitement des granulés, puis au relargage des herbicides. On observe tout de même qu'à dose égale, le pic de résidus délogeables est inférieur pour les formulations en granulés. Après 2 jours la diminution de résidus délogeables est similaire pour les deux formulations. Après 3 jours les taux sont inférieurs à 2% et après 9 jours à 0.2% de la dose appliquée.

Sears et al. (1987) ont relevé des concentrations en résidus délogeables de diazinon 20 fois plus élevées avec une formulation liquide qu'avec une formulation granulés juste après application. Un jour après l'application, le pourcentage appliqué qui peut être délogé est identique pour les deux formulations.

La formulation microencapsulée est elle aussi très facilement délogeable bien qu'elle se révèle souvent moins toxique.

L'usage d'agents mouillants et d'autres adjuvants ne semble pas être une pratique qui réduit le risque d'exposition aux pesticides appliqués sur gazon (Clark et al., 2000).

➤ **Dose :**

La dose d'application a une grande influence sur la quantité de résidus délogeables : plus la dose est élevée, plus il y a de résidus potentiellement disponibles pour l'exposition. Bowhey et al. (1987) rapportent que l'augmentation des résidus délogeables est plus que proportionnelle à l'augmentation du taux d'application : juste après l'application, les quantités de résidus délogeables sont de 2.59, 6.9 et 18.6 mg/m² pour des doses de 2,4-D respectivement de 1, 2 et 4 kg/ha. L'effet dose perdure plus de 10 jours après l'application.

➤ **Défeutrage :**

La pratique du defeutrage ne semble pas réduire le risque d'exposition aux pesticides appliqués sur gazon (Clark et al., 2000), tant pour les résidus volatiles que pour les résidus délogeables.

3.2.2/ Données expérimentales

L'ensemble des données expérimentales sur les transferts par les résidus délogeables ainsi que les conditions d'expérimentation sont détaillées en annexe n° 7.

Tab. n°20 : Concentrations en résidus délogeables du 2,4-D (mg/m²) observées suivant la formulation et l'irrigation (Stephenson et Ritcey, 1999):

Temps Après Traitement	Avec irrigation		Sans irrigation	
	Liquide (1.1kg/ha)	Granulé (5kg/ha)	Liquide (1.1kg/ha)	Granulé (5kg/ha)
J	0.11	0.34	8.73	7.02
J+1	0.03	0.09	2.77	9.36

Faiblement volatile, le 2,4-D, très utilisé sur gazon, présente, comme beaucoup de produits, des risques d'exposition par voie dermale. Par contre il est totalement éliminé par voie urinaire.

Harris et Solomon (1992) ont évalué les taux de résidus délogeables de 2,4-D appliqué à 1.1 kg/ha à 7.61 % de la dose appliquée, avec une concentration moyenne de 8.45 mg/m², une heure après traitement et à 1.02 % de la dose appliquée, avec une concentration moyenne de 1.12 mg/m², 24 heures après traitement.

Les pertes par les résidus délogeables du mécoprop se situaient à 0.6% après 1 jour, à 0.2% après 2 jours et après 3 jours n'étaient plus détectables. Au total, elles n'ont pas dépassé 1% de la dose appliquée. 5 jours après l'application, les taux de résidus délogeables du triadimefon et du mécoprop sont inférieurs à 0.1 % de la dose appliquée (Clark et al., 2000).

Les flux et concentrations de résidus délogeables observés et rapportés dans ces différentes estimations d'exposition semblent constituer des valeurs maximales, d'une part, car les solvants utilisés pour l'extraction des résidus délogeables (Mousse de Polyuréthane, gaze...) ont une affinité plus grande pour les pesticides que la peau et les vêtements et délogent donc des quantités plus importantes de résidus de pesticides à la surface des feuilles de graminées de gazon et d'autre part car dans la pratique, le public n'est en contact qu'avec une partie de la surface traitée.

3.3/ Les résidus volatiles

3.3.1/ Facteurs intervenant dans la production de résidus volatiles

Ces résidus sont produits par le processus de volatilisation, donc les facteurs influant sur la production de résidus volatiles sont ceux évoqués précédemment (voir 1.3). Les facteurs climatiques prépondérants sont donc la température, l'humidité du sol et les conditions atmosphériques autres telles que le vent ou l'humidité relative. La tension de vapeur et la constante de Henry sont les propriétés physico-chimiques intervenant le plus pour la formation des résidus volatiles.

3.3.2/ Données expérimentales

Les résultats concernant la volatilisation sont transposables (voir 2.2.5). Une autre source nous informe que moins de 8 % du triadimefon et moins 1% du mécoprop appliqués ont été perdus par les résidus volatiles mesurés (Clark et al., 2000). A peu près tous les résidus volatiles du triadimefon sont dissipés durant les 2 premières semaines après application.

3.4/ Contamination des joueurs et des professionnels

3.4.1/ Toxicité des produits utilisés

La toxicité des matières actives utilisées sur gazon est résumée dans l'annexe n° 8.
Le tableau suivant résume la carcinogénéicité des substances homologuées sur gazon en France.

Tab. n°21: Carcinogénéicité des substances actives homologuées sur gazon en France :

Substances actives	Carcinogénéicité	
	Union Européenne	US EPA
Bifenthrine		C
Bromoxynil		C
Carbaryl	3	C
Chlorothalonil	3	Vraisemblable
Chlorpyrifos		E
Clopyralid		Non Vraisemblable
Cyproconazole		B2
2,4-D		D
Diméthénamide		C
Ethofumesate		D
Fénarimol		Non Vraisemblable
Fluroxypyr		Non Vraisemblable
Iprodione	3	Vraisemblable
Isoxaben		C
Mancozèbe		B2
Oryzalin		C
Oxadiazon		Vraisemblable
Pendiméthaline		C
Prochloraze		C
Propiconazole		C
Tebuconazole		C

La classification européenne de carcinogénéicité classe l'iprodione, le chlorothalonil et le carbaryl comme substances préoccupantes pour l'homme en raison de leurs effets cancérigènes possibles (Classe 3) mais qui, en regard des données disponibles, ne sont pas adéquates pour faire une évaluation satisfaisante.

Classification américaine de carcinogénéicité (US EPA) :

- **classe A** : **cancérigène pour l'homme** ;
- **classe B** : **cancérigène probable pour l'homme** : le poids de l'évidence venant des études épidémiologiques n'est pas suffisant mais celui des études animales l'est ;
 - **classe B1** : **évidence limitée de carcinogénéicité** venant des études épidémiologie ;
 - **classe B2** : **évidence suffisante** venant des études animales mais évidence inadéquate ou pas de données au départ des études épidémiologiques ;
- **classe C** : **cancérigène possible pour l'homme** ;
- **classe D** : **pas classifiable en tant que cancérigène pour l'homme** ;
- **classe E** : **évidence de non carcinogénéicité**.

Le bénomyl, le diazinon, le carbaryl et le chlorothalonil ont été classés potentiellement teratogènes selon des études expérimentales. Des effets perturbateurs sur le système endocrinien ont été signalés pour le bénomyl, le 2,4-D et le mancozèbe (Onil et Michaud, 2000).

3.4.2/ Exposition, estimation du risque et molécules incriminées

Bien que les formulations de pesticides contiennent des adjuvants pour accroître leur adhérence à la surface des feuilles des plantes, une proportion significative des pesticides appliqués sur gazon est disponible pour une éventuelle contamination humaine via les résidus foliaires volatiles et délogeables. Les fongicides et les herbicides sont moins toxiques que les insecticides et les nématicides (Schumann et al., 1997).

Une estimation du risque encouru par les joueurs de golf, qui constituent les personnes les plus exposées du fait du temps d'exposition et de la gestion phytosanitaire intensive des greens de golf, peut être faite à l'aide du Quotient de Risque établi par l'USEPA (Agence pour la santé américaine). **Si le quotient de risque est inférieur à 1, le risque pour la santé humaine est nul.**

Le Quotient de Risque Dermal (QRD) est défini comme la dose moyenne absorbée par voie dermale pour un adulte de 70 kg jouant au golf pendant 4 heures et comparée à la dose chronique de référence sans effet (DCR). Les DCR sont calculées pour chaque produit pour une dose quotidienne à partir des NOELs (Non Observed Effect Levels) et avec une marge de sécurité de l'ordre de 10 à 10000.

$$\text{QRD} = (S \cdot P \cdot 4/70) \cdot (1/\text{DCR})$$

Où :

- S est l'exposition dermale calculée en multipliant la quantité de résidus délogeables par un coefficient de transfert dermique (mg)
- P est la perméabilité dermale = 0.1

Tab. n°22 : Risque dermal en fonction du temps après application :

Matières actives	Quotient de Risque Dermal (Clark et al., 2000)			
	Temps après application			
	5 heures	8 heures	2 jours	3 jours
Propiconazole	0.3	0.02	0.05	0.02
Carbaryl	0.009	0.01	0.007	0.0002
Iprodione	0.03	0.03	0.04	0.04
Chlorpyrifos*	2.3	1.8	0.3	0.4
Diazinon*	32	25	4.6	5.7
Ethoprophos*	190	156	26	39

* Matières actives non homologuées sur gazon en France

Les produits testés et homologués sur gazon en France montrent tous des Quotients de Risque Dermal bien inférieurs à 1, donc s'avèrent sans effet dans le cadre de leur utilisation normale.

Il y a une marge de sécurité très satisfaisante pour les personnes même peu de temps après traitement. Par contre, les insecticides du sol non homologués sur gazon, cependant parfois utilisés pour lutter contre les vers de terre et les tipules, révèlent des risques élevés pendant de longues périodes et ce d'autant plus que le temps de réentrée sur la zone traitée est court.

Il est donc important d'avertir les applicateurs des risques qu'ils encourent et auxquels ils exposent les joueurs, et plus généralement le public, en utilisant « sous le manteau » des insecticides non homologués sur gazon en France.

L'usage du biomonitoring humain permet d'estimer la dose absorbée par contact avec la pelouse à l'aide du dosage des pesticides dans l'urine de sujets soumis à une exposition déterminée. Bernard et al. (2001) ont utilisé cette technique et ont exposé des personnes pendant 3.5 heures à du chlorpyrifos. Ils ont ainsi relevé que très peu de résidus (en moyenne 1.5 µg par kg) sont disponibles pour l'absorption humaine par voie dermale. Ils ont par ailleurs expérimenté une technique à l'aide de bandes de gaze pressées contre la pelouse qui a montré des résultats similaires en présentant l'avantage de ne pas exposer de personnes aux produits.

Harris et Solomon (1992) ont exposé pendant une heure deux groupes de volontaires les uns vêtus de pantalons, de chemisettes, de chaussettes et de chaussures fermées et les autres vêtus de shorts, de chemisettes et pieds nus au 2,4-D une heure et 24 heures après traitement. Un suivi par biomonitoring des résidus a été effectué

Ils ont montré que la dose absorbée par voie dermale dépend de la surface de peau exposée aux surfaces traitées : aucun résidu de 2,4-D n'a été retrouvé (limite de détection = 5 µg/L) dans l'urine des volontaires portant des pantalons alors que 3 des 5 volontaires portant des shorts et étant pieds nus ont révélé des concentrations détectables dont la moyenne est de 1.83 µg/kg. La concentration la plus élevée relevée, 5,36 µg/kg, a été celle d'un volontaire ayant retiré sa chemisette pendant 30 minutes. Aucun des volontaires exposés 24 heures après traitement n'a révélé la présence de résidus de 2,4-D.

Les doses totales absorbées n'a jamais dépassé 0.5 mg par personne et sont donc largement inférieures à la DJA de 0.3 mg/kg/jour.

La manière de s'habiller influe sur l'exposition aux résidus délogeables donc sur les risques de contamination. De plus, l'absorption à travers la peau se fait à des taux différents en fonction de la partie du corps et **les comportements peuvent affecter à la fois la surface du corps en contact avec la surface traitée et la partie du corps exposée** : ainsi, les enfants et les adultes ne sont pas exposés à des proportions de résidus délogeables ou volatiles équivalentes. Les enfants, de par leur comportement, sont plus exposés aux pesticides appliqués sur gazon que les adultes. En effet, ils sont plus enclins à se rouler dans le gazon, à mettre leurs doigts dans la bouche après avoir touché une pelouse et donc à entrer en contact avec des quantités de résidus délogeables. Leur petite taille fait aussi qu'ils sont exposés à des concentrations de résidus volatiles plus élevées car plus proches du sol. Ils sont par ailleurs sensibles à des doses inférieures. Ces considérations sont à prendre en compte pour informer le public sur les pratiques de réduction de l'exposition.

Pour la plupart des pesticides homologués sur gazon, la marge de sécurité envers la santé humaine est large, même immédiatement après traitement. Les quantités de résidus délogeables sont faibles et ils se dissipent rapidement : entre 1 et 3 jours après traitement.

L'application de mécoprop n'entraîne pas de risque pour la santé par les résidus volatiles ou délogeables car le quotient de risque est toujours inférieur à 1 ; par contre le diazinon et le chlorpyrifos ont des quotients de risque qui dépassent la valeur limite car ils sont volatiles et relativement toxiques (Sears et al. 1987).

En ce qui concerne l'exposition au 2,4-D par contact avec des pelouses traitées, les taux de résidus sont très faibles et ne persistent que pendant quelques jours. Compte tenu des faibles taux de pénétration des herbicides phénoxyacétiques à travers la peau humaine et des durées d'exposition qui ne sont pas très longues sur des surfaces traitées, **l'utilisation occasionnelle du 2,4-D pour le désherbage des pelouses publiques ne semble pas représenter un risque important pour la santé humaine** (Thompson et al., 1984).

Les résidus délogeables peuvent de plus être transportés à l'intérieur des maisons via les chaussures, les vêtements ou les animaux domestiques et déplacer le temps d'exposition et donc les risques de contamination. Nishioka et al. (2002) ont illustré les transferts de pesticides d'une pelouse vers l'intérieur d'une maison en mesurant les résidus délogeables de chlorpyrifos et de chlorothalonil sur le gazon traité et les résidus délogeables accrochés aux fibres de la moquette et dans la poussière à l'intérieur de la maison. Les résultats de leur expérimentation sont retranscrits dans le tableau ci-dessous.

Tab. n°23 : Transferts de résidus délogeables du gazon vers l'intérieur des maisons dans un délai de 8 heures après traitement (Nishioka et al., 2002) :

Matière active		Chlorpyriphos	Chlorothalonil	2,4-D	3,6 dicamba	3,5 dicamba	Moyenne	Chlorpyriphos
Formulation		EC	EC	EC	EC	EC	-	G
Dose (kg/ha)		1,4	9,7	-	-	-	-	1,2
Résidus délogeables sur gazon	Concentration (ppm)	76	2100	1000	1800	2700	-	45
	% de la dose appliquée	0.008	0.21	0.1	0.18	0.27	0.153	0.005
Résidus délogeables sur la moquette	Concentration (ppm)	0.3	6.1	3.2	6.2	3.0	-	0.2
	% des résidus délogeables gazon	0.26	0.28	0.32	0.35	0.14	0.27	0.44
Résidus délogeables dans la poussière	Concentration (ppm)	1.3	42	32	58	80	-	8
	% des résidus délogeables gazon	1.6	2.0	3.2	3.2	3.0	2.6	18

Ils en concluent que le contact des pieds avec une pelouse traitée peut être une voie de transfert des pesticides à l'intérieur des maisons d'une manière proportionnelle à la délogeabilité des résidus sur gazon plutôt qu'à la dose de produit appliquée, avec des moyennes de transfert de 0.27 % vers les fibres et de 2.6 % vers la poussière. Ils ont aussi montré que la formulation en granulés de chlorpyriphos a entraîné les transferts les plus importants. Ils ont aussi lié ce coefficient de transfert à la volatilité de la matière active : par exemple, le chlorothalonil qui est non volatile est transféré dans la maison à hauteur de 0.2 % tandis que le chlorpyriphos qui, lui, est volatile est transféré à 0.008 %. Ils ont ainsi attribué la différence de transfert à la volatilisation des résidus délogeables. Plus anecdotiquement, ils ont montré que le nettoyage des chaussures sur un paillason transfère les résidus délogeables accrochés aux particules de sol sous les semelles aux semelles elles-mêmes et donc que les résidus sont augmentés sur les fibres de moquette et diminués dans la poussière.

Morgan et al. (2001) ont montré que les animaux domestiques peuvent aussi être une importante voie de transfert de pesticides du gazon vers l'intérieur des maisons et de contamination humaine, en particulier des enfants, par contact direct. Ils ont fait déambuler un chien pendant 3 à 4 heures sur un gazon traité au diazinon appliqué à 4,417 kg/ha et après une pluie et l'ont fait rentrer dans la maison. Plusieurs constats ont été faits : les concentrations les plus importantes relevées sur l'animal se trouvent sur les pattes, une partie des résidus reste fixée sur le pelage de l'animal mais une autre partie se volatilise à l'intérieur de la maison et finalement, les taux de résidus les plus importants ont été retrouvés chez les enfants, plus enclin à toucher l'animal. Par ailleurs, un gradient de concentration décroissant de résidus a été trouvé de la porte d'entrée jusqu'au salon.

De même que précédemment, un Quotient de Risque par Inhalation (QRI) a été déterminé comme la dose moyenne absorbée par inhalation par un adulte de 70 kg jouant au golf pendant 4 heures et comparée à la dose chronique sans effet de référence (DCR).

$$\text{QRI} = (C * R * 4 / 70) * (1 / \text{DCR})$$

Où :

- C est la concentration en pesticide de l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- R est le taux de respiration d'un adulte lors d'une activité modérée = $2.5 \text{ m}^3/\text{heure}$

Tab. n°24 : Risque par inhalation en fonction du temps après application :

Matières actives	Quotient de Risque par Inhalation (Clark et al., 2000)
------------------	--

	Temps après application		
	1 jour	2 jours	3 jours
Chlorothalonil	0.001	0.001	0.0003
Propiconazole	Non détecté	Non détecté	Non détecté
Carbaryl	0.0005	0.0001	0.00004
Iprodione	Non détecté	Non détecté	Non détecté
Chlorpyrifos*	0.09	0.1	0.04
Diazinon*	3.3	2.4	1.2
Ethoprophos*	50	26	1.2

* Matières actives non homologuées sur gazon en France

Les conclusions concernant les risques par inhalation sont identiques à celles concernant les risques dermaux bien que les niveaux de risques sont moindres.

Les produits les plus concernés par les problèmes de contamination par les résidus volatiles sont les insecticides qui ont une forte volatilité et une relativement haute toxicité.

Les Quotients de Risque par les résidus délogeables et volatiles du triadimefon et du mécoprop sont inférieurs à 1 dès l'application. Donc l'application de triadimefon et de mécoprop sur gazon a peu de chance de représenter un risque pour la santé des golfeurs via les résidus délogeables et volatiles. Ces faibles risques sont principalement dus aux basses tensions de vapeur de ces deux produits et à leur dose chronique sans effet qui est relativement élevée (Clark et al., 2000).

3.5/ Contamination des milieux et de la faune sauvage

Les effets des pratiques phytosanitaires sur les organismes non cibles peuvent être importants. Cela concerne tout d'abord les insectes utiles, les vers de terres et les champignons et tout autre organisme bénéfique qui entre en concurrence avec le pathogène ou qui participent à la « vie » du feutre. Le potentiel d'impact sur la faune aviaire peut aussi être significatif car les zones engazonnées et les golfs sont les habitats de nombreux animaux qui, en plus, s'y nourrissent : ils sont donc contaminés par contact direct et par ingestion, notamment d'insectes ayant accumulé des insecticides.

3.5.1/ La voie de contamination principale : le ruissellement

C'est par le ruissellement que la contamination des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires est réalisée principalement. Tous les facteurs, résultats expérimentaux et recommandations évoqués concernant les transferts par ruissellement superficiel vont donc être applicables à la contamination des milieux, en particulier aquatiques.

Les eaux de drainage peuvent aussi représenter une source de contamination des milieux mais dans une plus faible mesure car ayant traversé une épaisseur plus ou moins importante de sol, les concentrations seront moins élevées.

La dérive est également une voie de contamination mais elle semble mineure et peut être très facilement évitée dans le cadre de bonnes pratiques phytosanitaires.

3.5.2/ Ecotoxicité des produits utilisés

L'écotoxicité des matières actives utilisées sur gazon est résumée dans l'annexe n° 8.

Le tableau suivant présente l'effet des produits phytosanitaires sur les vers de terre exprimé et classé en :

- **Neutre** (NEU) : moins de 10 % de réduction de population
- **Peu toxique** (PTO) : entre 11 et 40 % de réduction de population

- **Moyennement toxique (MTO)** : entre 41 et 60 % de réduction de population
- **Toxique (TOX)** : entre 61 et 80 % de réduction de population
- **Fortement toxique (TTO)** : entre 81 et 100 % de réduction de population

Tab. n°25 : Toxicité des matières actives sur les vers de terre :

Nature des produits phytosanitaires	Matière active	Dose de matière active en g/ha	Toxicité des matières actives sur les vers de terre				
			NEU	PTO	MTO	TOX	TTO
Herbicides	2,4-D	2240 g	X				
	dicamba	560 g	X				
	isoxaben	840 g	X				
	pendiméthaline	3360 g		X			
	trichlopyr	560 g	X				
Insecticides	bifenthrine	110 g		X			
	carbaryl	8960 g					X
	chlorpyrifos	4480 g		X			
	diazinon	4480 g			X		
Nématicides	éthoprophos	5600 g					X
	isazophos	2240 g			X		
Fongicides	chlorothalonil	12660 g		X			
	cyproconazole	410 g		X			
	fénarimol	3020 g	X				
	fosétyl-Al	19600 g		X			
	iprodione	6100 g	X				
	mancozèbe	13600 g		X			
	propiconazole	3360 g		X			
	tébuconazole	380 g		X			
Régulateurs	triadiméfon	3020 g	X				
	méfluidide	560 g	X				

La plupart des herbicides (2,4-D, dicamba) et des quelques insecticides ont peu, voire pas, d'effet sur les invertébrés et les vers de terre du gazon. D'autres produits comme le carbaryl ou le bénomyl révèlent une écotoxicité importante

3.5.3/ Estimation du risque et molécules incriminées

Parmi les produits homologués en France, on a vu précédemment (2.2.2) que les concentrations en chlorothalonil et iprodione peuvent dépasser les CL₅₀ d'espèces aquatiques indicatrices et donc représenter un danger pour la vie aquatique. Par ailleurs, le métabolite du chlorothalonil, le OH-chlorothalonil, est produit par la dégradation dans le feutre et, étant plus mobile et plus soluble que la substance active, peut se retrouver en quantités plus importantes dans les eaux. Il en est de même pour le chlorpyrifos, qui n'est pas homologué en France, et son métabolite, le trichlorpyridinol (TCP). Les concentrations en OH-chlorothalonil et TCP relevées étaient toujours inférieures aux CL₅₀ des espèces aquatiques indicatrices étudiées mais une contamination chronique est à envisager par leur accumulation dans les graisses.

Ainsi certains fongicides (chlorothalonil, iprodione, azoxystrobine...) utilisés sur gazons peuvent représenter un risque pour les consommateurs primaires et secondaires dans les écosystèmes aquatiques et même quand les quantités ruisselées sont importantes.

IV- RECOMMANDATIONS CONCERNANT LA GESTION

PHYTOSANITAIRE DES AIRES ENGAZONNEES

4.1/ Mise en place d'un Système de Gestion Intégrée des Organismes Nuisibles

Le Système de Gestion Intégrée des Organismes Nuisibles consiste en un processus prenant en compte l'écosystème du gazon et à tirer avantage des régulations naturelles s'établissant au sein de cet écosystème particulier. La philosophie de ce système réside dans l'acceptation de certains niveaux de dégâts permettant tout de même de conserver de bonnes conditions de jeu.

Les étapes successives à mettre en place par le gestionnaire du gazon sont :

- une évaluation du site avec des données cartographiques (carte des réseaux d'irrigation et de drainage), des données pédologiques précises, des informations sur la végétation (variétés de gazon implantées, arbres et bosquets du parcours) et un récapitulatif des attaques par des maladies, ravageurs ou des invasions de mauvaises herbes ayant conduit à intervention ainsi que le profil de tous ces nuisibles. Cela doit permettre **d'identifier des zones vulnérables du point de vue des organismes nuisibles**, de les corréliser avec les pratiques et facteurs climatiques et d'instaurer des **niveaux de tolérance** et donc des **seuils d'intervention**.
- une gestion du stress causé au gazon par le nuisible : les conditions du site ou les pratiques culturales peuvent en effet amplifier l'influence d'un nuisible.
- une identification et une optimisation des options de gestion.
- une évolution perpétuelle vers des pratiques plus efficaces, plus économiques, respectueuses de l'environnement et faisant intervenir toute l'équipe de maintenance du gazon.

Les pesticides occupent une place importante dans la gestion intégrée lorsque les pratiques culturales ou la lutte biologique s'avèrent insuffisantes pour maintenir les organismes nuisibles à un niveau acceptable ou pour compenser des facteurs favorisant le développement des nuisibles.

Les pratiques culturales elles-mêmes ou divers aménagements aujourd'hui disponibles vont pouvoir permettre de limiter l'impact des produits phytosanitaires sur l'environnement et la santé humaine.

La modélisation informatique des dynamiques des populations de nuisibles, en particulier des maladies fongiques, et des transferts possibles de pesticides peut être un outil très efficace pour une gestion intégrée mais elle nécessite un nombre important de données locales et précises (météorologiques, pédologiques...) et des moyens humains pour des relevés quotidiens (météorologie, traitements, identification des nuisibles en temps réel...). Cet outil, en développement constant, représente l'aboutissement du système de gestion intégrée des nuisibles.

4.2/ Pratiques culturales et limitation des transferts

4.2.1/ Irrigation raisonnée

Toutes les études consultées pour la rédaction de ce document de synthèse ont mis en évidence l'importance fondamentale d'une bonne gestion de l'irrigation pour limiter les transferts de produits phytosanitaires via les eaux de ruissellement ou d'infiltration et pour limiter l'impact sur la santé humaine.

➤ Limiter l'entraînement par le ruissellement et le lessivage :

Il a précédemment été démontré qu'une surirrigation ou une irrigation non régulière favorisent les transferts de pesticides dans l'eau et sont donc à proscrire (Starrett et al, 2000 ; Borromeo, 1992). Ainsi une **irrigation fractionnée**, donc plus fréquente mais de plus faible intensité à chaque

arrosage, effectuera les apports d'eau nécessaires au gazon en évitant que le sol n'entre en état de saturation. Ceci est particulièrement vrai dans les 7 jours qui suivent le traitement. Ce type de gestion de l'irrigation est moins susceptible d'entraîner l'apparition de ruissellement, en particulier sur les zones en pente ou lorsque le sol est peu filtrant et/ou compacté, et permet de limiter les quantités d'eau s'infiltrant en profondeur et donc les transferts par lessivage, principalement dans des sols sableux comme c'est souvent le cas de greens de golf.

➤ **Réduire le risque de contamination du public :**

Les gazons publics et sportifs sont des zones très fréquentées par le public d'une part et sont soumis à une forte pression phytosanitaires d'autre part. Les résidus délogeables et volatiles résultant de ces traitements répétés sont une voie d'exposition importante du public et donc représentent un risque pour la santé humaine, en particulier des enfants. Dans toutes les études menées, il a été prouvé qu'une **irrigation (10 à 15 mm) réalisée juste après l'application** réduit la production de résidus délogeables et volatiles. (Clarck et al., 2000 ; Bowhey et al., 1987)

Cette pratique est donc conseillée si elle est compatible avec le traitement. Techniquement, elle est réalisable pour les traitements d'herbicides pré-émergence et insecticides nécessitant la pénétration du produit vers le sol ou à travers la canopée et le feutre. Par contre, une irrigation immédiatement après l'application réduit fortement l'efficacité des herbicides post-émergence et des fongicides et semble donc déconseillée dans ces cas.

4.2.2/ Conservation du feutre

Le feutre est une couche propice à la rétention et à la dégradation des pesticides qui sont appliqués au gazon de par sa forte teneur en matière organique et l'intense vie microbienne.

Retenant jusqu'à 99 % de certaines matières actives, réduisant le compactage du sol et jouant un rôle d'éponge, la **conservation du feutre biologiquement actif semble donc recommandée** pour limiter les transferts par lessivage et ruissellement mais encore faut il qu'elle soit compatible avec la gestion des maladies fongiques et des insectes ravageurs.

D'où la nécessité de maintenir un feutre « vivant », où production de matière organique et décomposition de celle-ci s'équilibrent, à l'aide de pratiques comme le **top-dressing, l'aération, le sablage**, favorisant la décomposition de la matière organique, ou un **contrôle de l'humidité et du pH du feutre** pour le maintenir entre 6 et 7, optimum pour une vie microbienne favorable à la dégradation des composés organiques et des pesticides.

4.2.3/ Choix des produits utilisés et pratiques phytosanitaires

Les pratiques phytosanitaires et le choix des produits utilisés doivent prendre en compte les risques de transferts associés aux caractéristiques pédoclimatiques inhérentes au site ainsi que ses intérêts écologiques, sanitaires et économiques.

➤ **Choix des matières actives :**

Les matières actives employées doivent répondre à certains critères pour limiter leurs transferts et les risques liés à leur exposition.

Sont ainsi à favoriser les matières actives qui :

- **s'utilisent et sont efficaces à faible dose** car le transfert des pesticides est plus ou moins lié à la dose appliquée ;
- **ont une faible solubilité**, car si une matière active n'entre en solution qu'en faible proportion, elle est peu susceptible d'être transférée par lessivage ou ruissellement ;
- **ont un GUS < 1.8** c'est à dire : qui se dégradent rapidement et s'adsorbent facilement et en grande quantité dans le feutre ou sur les particules du sol et donc qui ont une demi-vie courte et une constante d'adsorption élevée ;

- **sont faiblement volatiles** (faibles constante de Henry et tension de vapeur) ;
- **sont faiblement toxiques** pour l'homme et la faune sauvage.

Une liste des matières actives à choisir et à éviter ainsi que le risque associé se trouve p.55.

Un soin plus particulier dans le choix des produits est à apporter dans les cas où le gazon a été récemment implanté, que le sol est filtrant et que la zone traitée est très fréquentée, proche d'un milieu aquatique riche ou d'un système d'eau potable.

➤ **Choix des formulations :**

Il apparaît globalement que les **formulations sous forme de granulés** sont les moins transférables par ruissellement ou lessivage, les moins volatiles et qu'elles conduisent à la production de quantités moindres de résidus délogeables et volatiles.

Le choix des adjuvants est à déterminer en fonction du risque majeur de transfert. Dans les zones sensibles au ruissellement ou lorsque le traitement doit être réalisé dans des conditions favorisant la volatilisation, l'emploi de surfactants et de mouillants est recommandé pour favoriser une meilleure pénétration du produit à travers le feutre et vers le sol. Dans les zones avec un sol filtrant, sensibles au lessivage, comme les greens, l'emploi d'adsorbants est préconisé pour limiter la pénétration et favoriser la rétention du produits dans les horizons de surface. L'emploi des surfactants est déconseillé pour la même raison.

➤ **Pratiques phytosanitaires :**

La réalisation d'un **traitement localisé**, non systématique et en temps voulu doit permettre de limiter les quantités appliquées et donc les transferts en premier lieu. En effet, il est important de traiter en temps opportun de manière à limiter les doses utilisées d'une part et d'utiliser un produit à bon escient d'autre part, dont le spectre d'activité est parfaitement adapté à la nature et au stade des organismes nuisibles à combattre.

Le matériel employé pour la pulvérisation et son emploi a aussi une grande importance, en particulier pour la réduction des pertes de produit par volatilisation et par dérive.

La **prise en compte de la météorologie avant, pendant et après le traitement** est un élément important pouvant influencer les transferts de pesticides. Ainsi il est préférable de traiter lorsqu'une humidité relative règne dans le gazon donc éventuellement après une légère pluie, et il vaut mieux éviter l'application lorsqu'un événement pluvieux susceptible de faire apparaître un phénomène de ruissellement ou de lessivage est prévu dans les 2 ou 3 jours à suivre ou lorsque la vitesse du vent et la température sont trop élevées par rapport aux conditions optimales du traitement.

A la vue de tous ces aspects, **la période de traitement recommandée se situe souvent en fin de soirée ou dans la nuit** car :

- les températures et les taux de volatilisation sont les plus faibles ;
- cela augmente le temps de réentrée du public sur la zone traitée et donc diminue son exposition aux résidus de pesticides ;
- cela semble adapté pour réduire les temps d'humectation du gazon en faisant coïncider une légère irrigation post-traitement avec l'heure de tombée de la rosée, limitant par là les opportunités de développement des agents fongiques.

4.2.4/ Gestion des déchets de tonte

Deux alternatives se présentent pour la gestion des déchets de tonte : le **compostage** et le **retour au gazon sous forme de mulch**.

Comme vu précédemment, le compostage constitue un processus permettant une bonne dégradation des pesticides à conditions de favoriser une température élevée de compostage et de pratiquer un retournement régulier pour favoriser la photodégradation et la volatilisation des résidus. Au moment de l'utilisation du compost (soit 1 à 2 ans après la mise en compostage), la totalité des résidus est en principe dégradée sauf cas particulier de matières actives particulièrement persistantes comme le clopyralid, d'où la nécessité de les prendre en compte.

Le retour des déchets de tonte au gazon est souvent conseillé car il constitue un apport de matière organique favorable à la formation et à l'entretien du feutre. Dans le cas des golfs, dont la maintenance nécessite des tontes régulières et très fréquentes et génère des quantités importantes de déchets de tonte, l'épandage de tout ou partie des déchets des greens et fairways sur les roughs peut permettre de favoriser le maintien de leur taux la matière organique et d'éviter les transferts de pesticides en dehors de l'écosystème « golf ».

4.3/ Mise en place d'un système de récupération des eaux de drainage et de ruissellement

Un moyen efficace pour limiter le transfert de pesticides consiste à mettre en place un système de récupération des eaux avant que celles-ci n'atteignent les milieux aquatiques ou les systèmes d'eau potable et de les épurer à l'aide d'un bassin décanteur ouvert.

Le bassin décanteur permet la photodégradation des pesticides dans l'eau. A titre d'exemple, le OH-chlorothalonil et le trichloropyridinol (TCP, métabolite du chlorpyrifos) sont très rapidement photodégradables dans l'eau, avec des demi-vies de 35 minutes et 6 heures respectivement. Ainsi la récupération des eaux contenant ces métabolites dans un bassin décanteur exposé à la lumière permettrait leur dégradation complète et rapide et éviterait la contamination des milieux aquatiques. La récupération des eaux de drainage est aisée car bon nombre de zones engazonnées, en particulier les greens de golfs, sont drainées. Par contre, la récupération des eaux de ruissellement paraît plus complexe et nécessite la mise en place d'un réseau de fossés parfois peu compatible avec la gestion du gazon.

4.4/ Mise en place de zones tampons entre zones traitées et milieux aquatiques

L'implantation de bandes enherbées le long des milieux aquatiques est un moyen simple, économique et très efficace pour limiter les transferts de pesticides par ruissellement dont la mise en place tend à se généraliser en milieu agricole. L'installation de ce type d'aménagement pour limiter les transferts par ruissellement des zones engazonnées semble d'autant plus aisée qu'il ne s'agit que de laisser une bande engazonnée non traitée à l'interface entre l'aire engazonnée et les milieux aquatiques. Leur mise en place est recommandée en particulier lorsque la zone est soumise à un régime de pluies orageuses (type méditerranéen), très susceptibles de provoquer un ruissellement important, lorsque le sol est peu perméable ou compacté (texture limoneuse) ou que la pente est importante.

Ces zones doivent être entretenues mécaniquement (tonte) et non chimiquement et maintenues à une hauteur de 8 cm minimum, hauteur limite d'efficacité de rétention du flot de ruissellement, et à une largeur minimale de 3 mètres. Elles présentent les mêmes caractéristiques dépuratrices et rétentrices envers les pesticides que le gazon sauf qu'elles ne sont pas traitées.

4.5/ Réduction de l'utilisation des pesticides par une meilleure gestion des organismes nuisibles

La meilleure méthode pour contrôler les nuisibles c'est encore d'éviter leur apparition : cela consiste donc à renforcer l'état de végétation du gazon et à lui éviter tout stress.

➤ Sélection de variétés de gazon :

De manière à éviter tout stress du gazon il faut, au préalable, lors de l'implantation du gazon, choisir la composition de celui-ci en tenant compte des caractéristiques pédoclimatiques du site, notamment en terme de résistance à la sécheresse, et de son utilisation, en particulier pour la résistance au piétinement.

L'utilisation de variétés résistantes à des maladies spécifiques permet aussi de réduire les doses et les fréquences d'application des fongicides (voir tableaux de sensibilité variétale publiés par le GEVES).

➤ **Tonte :**

Les maladies, en portant atteinte au feuillage, réduisent la surface foliaire et par là le rendement photosynthétique, ce qui fragilise le gazon. La tonte, si elle est mal pratiquée, peut contribuer à aggraver la situation. Par contre, en augmentant la hauteur de tonte, la surface foliaire du gazon est augmentée et celui-ci dispose de plus d'énergie pour résister aux agents fongiques et aux facteurs climatiques susceptibles de contribuer leur développement.

Pour compenser une plus grande hauteur de tonte pas toujours compatible avec l'utilisation du gazon, en particulier pour les greens de golfs qui doivent répondre à des exigences drastiques concernant cette pratique pour garantir une certaine vitesse de circulation des balles, des pratiques telles que le top-dressing ou le sablage peuvent facilement être réalisées.

➤ **Irrigation :**

La plupart des pathogènes ont besoin d'une période de forte humidité (> 90%) pendant au moins 10 heures pour initier leur processus d'infestation. Un choix judicieux de l'heure d'irrigation permet de limiter la durée d'humectation du gazon et donc les risques. Ainsi, en pratiquant l'irrigation au moment où tombe la rosée ou après un événement pluvieux et en retardant l'irrigation des zones présentant des signes d'infestation, le gestionnaire est à même de réduire la gravité des attaques fongiques.

➤ **Fertilisation :**

Pour assurer la nutrition du gazon, des apports de fertilisants sont réalisés. Ces apports doivent être réalisés avec soin de manière à atteindre la balance idéale en azote car le développement de certaines maladies est favorisé par des niveaux de fertilisation azotée trop faibles (anthracnose, dollar spot, rouilles, fil rouge) ou trop importants (helminthosporiose, pythiums, charbons, ronds de sorcière). Il faut aussi rappeler qu'une sous fertilisation est aisée à compenser par un apport d'appoint. Par contre une surfertilisation ne peut être compensée par aucune pratique et sera donc à éviter.

La fertilisation potassique doit être menée avec le même soin, de manière à atteindre une bonne balance N / K.

D'où l'intérêt de réaliser un bilan agronomique annuel sur la base d'analyses de sol ou des analyses de tissus foliaires pour déceler toute carence.

➤ **Sablage :**

Le sablage, en plus de tous les intérêts qu'il présente, peut être utilisé pour limiter le mouvement des vers de terre. En effet, le contact avec la surface abrasive du sable constitue une gêne pour le mouvement des vers de terre qui évitent les zones sableuses.

➤ **Utilisation de produits naturels organiques :**

Ces produits naturels sont : le compost principalement mais aussi les boues. Ils ont révélé des propriétés permettant de lutter contre les ronds de sorcières, le dollar spot, les pythium, les fusarioses, le fil rouge et la moisissure des neiges. Cependant l'efficacité des composts est très variable et dépend intimement de leur composition en populations microbiennes.

➤ **Lutte biologique par bio-contrôle:**

Il existe des alternatives à la lutte chimique faisant intervenir des préparations contenant des antagonistes microbiens connus : c'est le bio-contrôle. Le tableau suivant liste quelques exemples d'agents dont l'efficacité a déjà été prouvée.

Tab. n°26 : Exemples d'agents de bio-contrôle et leurs cibles :

Type d'agent	Agent	Cible
Entomopathogènes	<i>Steinernema glaseri</i>	Vers blancs
	<i>Heterorhbditis bacteriophora</i>	
Bactéries	<i>Bacillus thuringiensis var. japonensis</i>	Vers blancs
	<i>Enterobacter cloacae</i>	Dollar spot
		Pythium
		Fusarioses
	<i>Pseudomonas spp.</i>	Pythium
Piétin		
Fongiques	<i>Metarhizium anisopliae</i>	Vers blancs
	<i>Gliocladium virens</i>	Rond de sorcière
		Dollar spot
	<i>Fusarium heterosporum</i>	Dollar spot
	<i>Trichoderma spp.</i>	Dollar spot
		Pythium
		Pourriture des racines
		Moisissure des neiges
	<i>Rhizoctonia spp</i> binucléé	Rond de sorcière
<i>Typhula phacorrhiza</i>	Moisissure des neiges	
<i>Gaeumannomyces spp.</i>	Piétin	

4.6/ Récapitulatif des recommandations pour la limitation de transferts de produits phytosanitaires utilisés sur gazon

Recommandations pour la limitation des transferts de produits phytosanitaires utilisés sur gazon (1)

Risque de transfert	Contexte pédologique	Contexte climatique	Produit	Attitudes et Pratiques culturales	Aménagements
Ruissellement superficiel (et milieux aquatiques)	<p>Attention aux sols compactés et non filtrants</p> <p>Attention aux fortes pentes</p> <p>Attention aux gazons dégradés</p>	<p>Ne pas traiter quand une précipitation de forte intensité est attendue dans les 2 jours après traitement</p>	<p>Préférer l'emploi de substances actives à :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dose d'utilisation faible - faible solubilité - faible persistance <p>Utiliser des formulations granulées ou micro-encapsulées</p> <p>Utiliser des surfactants et des agents mouillants pour favoriser la pénétration des produits dans le sol</p>	<p>Fractionner l'irrigation et respecter un intervalle de temps entre l'application et la première irrigation ; attendre que le sol soit à la moitié de sa capacité au champ pour irriguer</p> <p>Prendre connaissance des prévisions météorologiques</p> <p>Maintenir une hauteur de gazon aussi élevée que possible et une forte densité de couvert par des façons culturales appropriées</p> <p>Limiter le défeutrage</p> <p>Pratiquer une aération du sol</p> <p>Planter le gazon par plaques ou rouleaux et choisir des mélanges avec des variétés adaptées aux conditions environnementales</p> <p>Eviter de traiter les gazons récemment implantés</p>	<p>Disposer des bandes non traitées le long des plans d'eau</p> <p>Mettre en place un système de récupération des eaux de ruissellement</p> <p>Utiliser un phytobac pour la récupération des fonds de cuve</p>
Lessivage et eaux superficielles et souterraines	<p>Attention aux sols sableux et filtrants (greens de golfs)</p> <p>Attention aux nappes peu profondes ou à hydrogéologie sensible</p> <p>Maintenir ou améliorer la teneur en matière organique du sol</p>	<p>Ne pas traiter quand une précipitation importante est attendue dans les 2 jours après traitement</p> <p>Attention aux zones climatiques sujettes à de forts niveaux de précipitations</p>	<p>Préférer l'emploi de substances actives à :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dose d'utilisation faible - faible solubilité - faible persistance - fort Koc <p>Utiliser des formulations granulées, éviter les sels d'ammonium très solubles</p>	<p>Fractionner l'irrigation et respecter un intervalle de temps entre l'application et la première irrigation ; attendre que le sol soit à la moitié de sa capacité au champ pour irriguer</p> <p>Eviter d'irriguer après traitement fongicide au chlorothalonil</p> <p>Prendre connaissance des prévisions météorologiques</p> <p>Maintenir une forte densité de couvert par des façons culturales favorisant la végétation</p> <p>Limiter le défeutrage</p> <p>Ne pas exagérer les opérations d'aération du sol, limiter les populations de vers de terre si trop importantes</p> <p>Planter le gazon par plaques ou rouleaux et choisir des mélanges avec des variétés adaptées aux conditions environnementales</p> <p>Eviter de traiter les gazons récemment implantés</p>	<p>Mettre en place un système de récupération des eaux de ruissellement</p> <p>Utiliser un phytobac pour la récupération des fonds de cuve</p>

Recommandations pour la limitation des transferts de produits phytosanitaires utilisés sur gazon (2)

Risque de transfert	Contexte pédologique	Contexte climatique	Produit	Attitudes et Pratiques culturales	Aménagements
Volatilisation		<p>Eviter de traiter par forte chaleur et par fort vent</p> <p>Eviter de traiter en condition de forte humidité relative du sol et de l'air</p>	<p>Préférer l'emploi de substances actives à :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dose d'utilisation faible - faible Constante de Henry (faible solubilité) - faible tension de vapeur - faible persistance <p>Utiliser des formulations granulées ou micro-encapsulées</p> <p>Utiliser des surfactants pour favoriser la pénétration des produits dans le sol</p>	<p>Pratiquer une irrigation (10 à 15 mm) immédiatement après l'application</p> <p>Eviter de traiter lorsque le sol est à la capacité au champ</p> <p>Traiter le soir par temps frais et couvert</p> <p>Limiter l'aération du sol</p> <p>Utiliser et régler le matériel de pulvérisation pour limiter la formation de petites gouttes</p>	
Dérive		<p>Eviter de traiter par fort vent</p>	<p>Utiliser des adjuvants alourdisseurs de bouillie</p>		<p>Matériel :</p> <ul style="list-style-type: none"> - buses anti-dérives - assistance d'air <p>Implanter des haies arbustives ou des bandes non traitées le long des plans d'eau</p>
Déchets de tonte			<p>Préférer l'emploi de substances actives à faible persistance</p> <p>Utiliser des formulations liquides</p>	<p>Prendre en compte les résidus de pesticides dans le compostage des déchets de tonte</p> <p>Favoriser une température élevée du compost et pratiquer un retournement régulier</p>	<p>Réaliser le compostage de préférence dans un composteur</p>
Exposition et contamination des joueurs et du public		<p>Eviter de traiter par forte chaleur</p> <p>Traiter le soir (conditions atmosphériques idéales et temps de réentrée allongé)</p>	<p>Préférer l'emploi de substances actives à :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dose d'utilisation faible - faible persistance sur le végétal - faible volatilité - faible toxicité <p>Utiliser des formulations granulées ou micro-encapsulées</p>	<p>Pratiquer une irrigation (10 à 15 mm) immédiatement après l'application</p> <p>Réaliser des traitements localisés et en temps utile</p> <p>Fractionner les traitements dans le temps</p>	<p>Avertir le public du traitement de la zone</p> <p>Limiter le temps de réentrée de la zone à 24 heures après traitement</p> <p><u>Golfs</u> : commencer le traitement par le début du parcours</p>

Recommandations pour la limitation des transferts de produits phytosanitaires utilisés sur gazon (3)

Risque de transfert dominant	Matières actives à choisir				Matières actives à éviter			
	Caractéristiques	Herbicides	Fongicides	Insecticides	Caractéristiques	Herbicides	Fongicides	Insecticides
Ruissellement de surface	Faible dose d'utilisation Faible solubilité	Pendiméthaline Bifénox Isoxaben	Mancozèbe Fénarimol Bromuconazole	Bifenthrine	Forte dose d'utilisation Forte solubilité	2,4-D Mecoprop Dicamba	Fosetyl-Al Cyproconazole Propiconazole	Carbaryl
Lessivage	Fort Koc Demi-vie courte	Pendiméthaline Bifénox Bromoxynil	Mancozèbe Propiconazole Bromuconazole	Bifenthrine	Faible Koc Demi-vie longue	Clopyralid Dicamba 2,4-D	Fosetyl-Al Tebuconazole Propiconazole	Carbaryl
Volatilisation	Faible tension de vapeur	Dichlorophène Fluroxypyr Oxadiazon	Mancozèbe Tébuconazole Bromuconazole	Carbaryl	Forte tension de vapeur	Pendiméthaline Diméthénamide Cyanamide	Chlorothalonil Fénarimol Propiconazole	Bifenthrine
Exposition et contamination des joueurs et du public	Faible dose ou toxicité faible	Pendiméthaline Ethfumesate Isoxaben	Mancozèbe Fosetyl-Al Propiconazole	Bifenthrine	Forte dose ou toxicité élevée	Oxadiazon Ioxynil 2,4-D	Chlorothalonil Bromuconazole Cyproconazole	Carbaryl

CONCLUSION

Le ruissellement, le lessivage et la volatilisation sont les voies de transfert prépondérantes régissant le devenir des produits phytosanitaires appliqués sur une culture, ici le gazon. Les facteurs pédoclimatiques et biotiques inhérents à l'écosystème du gazon, les propriétés physico-chimiques des matières actives appliquées et les pratiques culturales, parfois intensives dans le cas des terrains de golfs déterminent pour chaque matière active, les proportions de pertes par chacun des mécanismes.

Globalement, les transferts de matières actives sur gazon semblent minimales du fait de la vie microbienne intense favorisant leur dégradation et du fort taux de matière active retenant une grande partie des résidus de pesticides par le phénomène d'adsorption. L'ensemble des expérimentations menées semblent indiquer que les traitements du gazon ne nuisent que très peu à l'environnement proche et aux populations animales environnantes, en tout cas de manière significativement moins importante que pour la protection phytosanitaire de grandes cultures. Le gazon est un milieu propice à la rétention et à la dégradation des matières actives, en particulier par la présence du feutre, mais la pression phytosanitaire qui est y parfois exercée fait qu'il peut constituer un système contaminant.

Ainsi, des précautions sont à prendre pour limiter l'impact des traitements sur le public et les milieux. C'est par l'intermédiaire d'une adaptation des pratiques culturales et d'aménagements que le gestionnaire du gazon peut intervenir.

La contamination de joueurs de golf, personnes les plus exposées, par les résidus délogeables et les résidus volatils de matières actives semble ainsi réduite par l'usage de formulations en granulés et une légère irrigation juste après l'application. Dans tous les cas, l'avertissement du public fréquentant la zone engazonnée traitée paraît indispensable d'une part pour limiter les contaminations et d'autre part pour réduire la crainte du public vis à vis de l'utilisation des produits phytosanitaires. Cela passe par la réalisation du traitement pendant une période de non fréquentation du gazon et la mise en place de délai de réentrée de 12 à 24 heures après traitement.

Cependant le manque de données françaises sur le sujet est regrettable d'où la nécessité d'études plus approfondies, adaptées au contexte pédoclimatique local et concernant des matières actives dont l'usage sur gazon est homologué en France. Les résultats d'une étude sur ce thème, menée conjointement par la DRAF-SRPV Midi-Pyrénées, la FREDEC Midi-Pyrénées, l'ITG, l'UPJ, l'Agence de l'Eau Adour Garonne et l'AGREF au golf de Toulouse – La Ramée, qui a débuté en Juillet 2003, sont attendus.

BIBLIOGRAPHIE

- Armbrust K.L. (2001). Chlorothalonil and Chlorpyrifos Degradation Products in golf course leachate. *Pest. Manag. Sci* N°57. p.797-802.
- Armbrust K.L., Peeler H.B. (2002). Effects of formulation on the run-off of imidacloprid from turf. *Pest. Manag. Sci* N°58. p.702-706.
- Artz S.C., Clarck J.R., Kludas R.S. (2001). A foliar dislodgeable study of Curalan® DF in turf. In "Worker exposure to agrochemicals : methods for monitoring and assessment". p.139-152.
- Bedos C., Cellier P., Calvet R., Barriuso E., Gabrielle B. (2002). Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants : overview. In "Agronomie". *EDP Sciences*. N°22. p.21-33.
- Bernard C.E., Nuygen H., Truong D., Krieger R.I. (2001). Environmental residues and biomonitoring estimates of human insecticide exposure from treated residential turf. In "Environmental Contamination and Toxicology", N°41, p.237-240.
- Bowhey C., McLeod H., Stephenson G.R. (1987). Dislodgeable residues of 2,4-D on turf. In "1987 British Crop Protection Conference – Weeds". p.799-805.
- Branham B.E., Wehner D.J. (1985). The fate of Diazinon applied to thatched turf. *Agronomy Journal*, Vol.77. p.101-104.
- Branham B.E., Smitley D.R., Miltner E.D. (1992). Pesticide Fate in Turf : studies using model ecosystems. In "Pesticides in Urban Environments : Fate and Significance". *American Chemical Society*. p.157-167.
- Branham B.E., Miltner E.D., Rieke P.E., Zabik M.J., Ellis B.G. (2000). Groundwater Contamination Potential of Pesticides and Fertilizers Used on Golf Courses. In "Fate and management of turfgrass chemicals". *American Chemical Society*. p.66-77.
- Carroll M.J., Hill R.L., Raturi S., Herner A.E., Pfeil E. (2000). Dicamba transport in turfgrass thatch and foliage. In "Fate and management of turfgrass chemicals". *American Chemical Society*. p.228-241.
- Cisar J.L., Snyder G.H. (1996). Mobility and Persistence of Pesticides Applied to a U.S. Golf Association Green : organophosphate recovery in clippings, thatch, soil, and percolate. *Crop. Sci*. N°36. p.1433-1438.
- Cisar J.L., Snyder G.H. (2000). Mobility and Persistence of Pesticides Applied to a U.S. Golf Association Green : pesticides in percolate, thatch, soil, and clippings and approaches to reduce fenamiphos and fenamiphos metabolite leaching. In "Fate and management of turfgrass chemicals". *American Chemical Society*. p.106-126.

- Cisar J.L. , Snyder G.H. , Sartain J.B. , Borgert C.J. (2002). Dislodgeable residues of chlorpyrifos and isazofos and implications for golfer exposure. *USGA Turfgrass and Environmental Research Online*, Vol.1, N°13. p.1-10.
- Clark J.M., Kenna M.P.(2001). Lawn and Turf : Management and Environmental Issues of Turfgrass Pesticides. In "Handbook of Pesticide Toxicology". p.203-241.
- Clark J.M., Roy G.R., Doherty J.J., Curtis A.S., Cooper R.J. (2000). Hazard evaluation and management of volatile and dislodgeable foliar pesticide residues following application to turfgrass. In "Fate and management of turfgrass chemicals". p.294-231
- Cohen S.Z., Durborow T.E., Barnes N.L. (1993). Groundwater and Surface Water Risk Assessments for Proposed Golf Courses. In "Pesticides in Urban Environments : Fate and Significance". *American Chemical Society*. p.214-227.
- Cohen S.Z., Nickerson S., Maxey R., Dupuy A.Jr., Senita J.A. (1990). A Ground Water Monitoring Study for Pesticides and Nitrates Associated with Golf Courses on Cape Cod. *Ground Water Monitor. Rev.* N°10. p.160-172.
- Cowell J.E., Adams S.A., Kunstman J.L., Mueth M.G.(1993). Comparison of Foliar Dissipation and Turf Dislodgeable Residue Sampling Techniques. *American Chemical Society*. p.100-112.
- Decoin M. (2000). Protection des golfs, les coulisses d'un mythe. *Phytoma* N°528. p.26-29.
- Dell C.J., Throssell C.S., Bischoff M., Turco R.F. (1994). Estimation of sorption coefficients for fungicides in soil and turfgrass thatch. *J. Environ. Qual.* N°23. p.92-96.
- Gardner D.S., Branham B.E., Lickfeldt D.W. (2000). Effect of Turfgrass Cover on Soil Mobility and Dissipation Cyproconazole. *Crop Sci.* N°40. p.1333-1339.
- Gardner D.S., Branham B.E. (2001). Mobility and Dissipation of Ethofumesate and Halofenozide in Turfgrass and Bare Soil. *J. Agric. Food Chem.* N°49. p.2894-2989.
- Gardner D.S., Branham B.E. (2001). Effect of Turfgrass Cover and Irrigation on Soil Mobility and Dissipation of Mefenoxam and Propiconazole. *J. Environ. Qual.* N°30. p.1612-1618.
- Goh K.S., Edmiston S., Maddy K.T., Meinders D.D., Margetich S. (1986). Dissipation of dislodgeable residue of Chlorpyrifos and Dichlorvos on turf". *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* N° 37. p.27-32.
- Gold A.J., Morton T.G., Sullivan W.M., McGlory J. (1988). Leaching of 2,4-D and Dicamba from home lawns. *J. Water Air Soil Pollution* N°37. p.121-129.
- Gold A.J., Groffman P.M. (1993). Leaching of Agrichemicals from Suburban Areas. In "Pesticides in Urban Environments : Fate and Significance". *American Chemical Society*. p.182-190.
- Haith D.A., Lee P-C., Clarck M.J., Roy, G.R., Imboden M.J., Walden R.R. (2002) Modeling Pesticide Volatilization from Turf. *J. Environ. Qual.* N°31. p.724-729.

Haith D.A., Rossi F.S. (2003). Risk assessment of pesticide runoff from turf. *J. Environ. Qual.* N°32. p.447-455.

Harris S.A. et Solomon K.R. (1992). Human exposure to 2,4-D following controlled activities on recently sprayed turf. *J. Environ. Sci. Health.* N°B27. p.9-22.

Harris S.A., Sass-Korstak A.M., Corey P.N. Purdham J.T. (2002). Development of models to predict the dose in professional turf applicators. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* N°12. p.130-144

Harrison S.A., Watshke T.L., Mumma R.O., Jarrett A.R., Hamilton G.W.Jr. (1993). Nutrient and pesticide concentrations in water from chemically treated turfgrass. In "Pesticides in Urban Environments : Fate and Significance". *American Chemical Society.* p.191-207.

Hong S., Smith A.E. (1996). Abiotic and biotic degradation of Dithiopyr in golf course greens. *J. Agric. Food Chem.* N°44. p. 3393-3398.

Horst G.L., Shea P.J., Christians N., Miller D.R., Stuefer-Powell C., Starrett S.K. (1996). Pesticide Dissipation under Golf Course Fairway Conditions. *Crop Sci.* N° 36. p.362-370.

Hurto K.A., Prinster M.G. (1992). Dissipation of turfgrass foliar dislodgeable residues of Chlorpyrifos, DCPA, Diazinon, Isofenphos and Pendimethalin. *American Chemical Society.* p. 87-99.

Jenkins J.J., Curtis A.S., Cooper R.J. (1993). Two Small-plot Techniques for Measuring Airborne and Dislodgeable Residues of Pendimethalin Following Application to Turfgrass. *American Chemical Society.* p.228-242.

Klonne D., Cowell J., Mueth M., Eberhart D., Rosenheck L., Ross J., Worgan J. (2001). Comparative Study of Five Transferable Residue Methods. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* N° 67. p.771-779.

Lee Y.D., Kim H.J., Chung J.B., Jeong B.R. (2000). Loss of Pendimethalin in Runoff and Leaching from turfgrass Land under Simulated Rainfall. *J. Agric. Food Chem.* N°48. p.5376-5382.

Lemmon C.R., Pylypiw H.M.Jr. (1992). Degradation of Diazinon, Chlorpyrifos, Isofenphos and Pendimethalin in grass and compost. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* N° 48. p.409-415.

Lewis M.A., Foss S.S., Harris P.S., Stanley R.S., Moore J.C. (2000). Sediment chemical contamination and toxicity associated with a coastal golf course complex. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.20, N°7. p.1390-1398.

Lickfeldt D.W., Branham B.E. (1995). Sorption of Nonionic Organic compounds by Kentucky Bluegrass Leaves and Thatch. *J. Environ. Qual.* N°24. p.980-985.

Mankin K.R. (2000). An integrated approach for modelling and managing golf course water quality and ecosystem diversity. *Ecological modelling* N°133. p.259-267

- Michel F.C.Jr., Reddy C.A., Forney L.J. (1995). Microbial Degradation and Humification of the Lawn Care Pesticide 2,4-D during the Composting of Yard Trimmings. *Applied and Environmental Microbiology*. July 1995 p.2566-2571.
- Miles C.J., Leong G., Dollar S. (1992). Pesticides in marine sediments associated with golf course runoff. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* N° 49. p.179-185.
- Miltner E., Bary A., Cogger C. (2003). Clopyralid and Compost : Formulation and Mowing Effects on Herbicide Content of Grass Clippings. *Compost Science & Utilization*. Vol.11, N°4. p.289-299.
- Morgan M.K., Stout D.M., Wilson N.K. (2001). Feasibility study of the potential for human exposure to pet-borne diazinon residues following lawn applications. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* N° 66. p.295-300.
- Morioka T., Cho H.S. (1992). Rainfall runoff characteristics and risk assessment of agrochemicals used in golf links. *Wat. Sci. Tech.* Vol.25, N°11. p.77-84.
- Murphy K.C., Cooper R.J., Clark M.J. (1996). Volatile and dislodgeable residues following Trichlorfon and Isazofos application to turfgrass and Implications for human exposure. *Crop. Sci.* N°36. p.1446-1454.
- Niemczyk H.D., Krueger H.R. (1987). Persistence and Mobility of Isazofos in Turfgrass Thatch and Soil. *J. Econ. Entomol.* N°80. p.950-952.
- Niitsuma K., Onishi S. (1992). Regulation of pesticides used on golf courses – water quality preservation. *Water supply*, Vol.10 p.197-206.
- Nishioka M.G., Lemis R.G., Brinkman M.C., Burkholder H.M. (2002). Foot transfer of lawn-applied pesticides from turf to carpet : comparison of semivolatile chlorpyrifos with non-volatile chlorothalonil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* N° 68. p.64-71.
- Odanaka Y., Taniguchi T., Shimamura Y., Iijima K., Koma Y., Takechi T., Matano O. (1994). Runoff and Leaching of Pesticides In Golf Courses. *J. Pesticide Sci.* N°19. p.1-10.
- Ohshiro K., Kakuta T., Sakai T., Hirota H., Hoshino T., Uchitama T. (1996). Biodegradation of Organophosphorus Insecticides by Bacteria Isolated from Turf Green Soil. In "Journal of fermentation and bioengineering" Vol.82, N°3, p.299-305.
- Onil S., Michaud L. (2000). Utilisation de pesticides en milieu urbain : risques à la santé et alternatives. In « Bulletin d'Information Toxicologique », Volume 16, N°2, p. 5-16.
- Petrovic A.M., Borromeo N.R., Carroll M.J. (1994). Fate of Pesticides in the Turfgrass Environment. *CRC Press Inc.* p. 29-44.
- Petrovic A.M., Larsson-Kovach I-A. (1996). Effect of maturing turfgrass soils on the leaching of the herbicide Mecoprop. *Chemosphere*, Vol.33, N°4. p.585-593.

Petrovic A.M., Barrett W.C., Larsson-Kovach I-A., Reid C.M., Lisk D.J. (1998). Downward Migration of Metalaxyl Fungicide in Creeping Bentgrass sand Lysimeters as affected by Organic Waste, Peat and Zeolite Amendments. *Chemosphere*, Vol.37, N°2. p.249-256.

Raturi S., Carroll M.J., Hill R.L. (2003). Turfgrass Thatch Effects on Pesticide Leaching : A Laboratory and Modeling Study. *J. Environ. Qual.* N°32. p.215-223.

Rosenheck L., Cowell J., Mueth M., Eberhart D., Klonne D., Norman C., Ross J. (2001). Determination of a Standardized Sampling Technique for Pesticide Transferable Turf Residues. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* N° 67. p.780-786.

Rosenthal W.D., Hipp B.W. (1993). Field and Model Estimates of Pesticide Runoff from Turfgrass. In "Pesticides in Urban Environments : Fate and Significance". *American Chemical Society*. p.208-213.

Roy J.W., Hall J.C., Parkin G.W., Wagner-Riddle C., Clegg B.S. (2001). Seasonal leaching and biodegradation of Dicamba in turfgrass. *J. Environ. Qual.* N°30. p.1360-1370.

Schleicher L.C., Shea P.J., Stougaard R.N., Tupy D.R. (1995). Efficacy and Dissipation of Dithiopyr and Pendimethalin in Perennial Ryegrass Turf. *Weed Science*. Vol.43. p.140-148.

Schumann G.L., Vittum P.J., Elliott M.L., Cobb P.P. (1998). *IPM Handbook for Golf Courses*.

Schumann G.L., Clark M.J., Doherty J.J., Clarke B.B. (2000). Application of DMI fungicides to turfgrass with three delivery systems. In "Fate and management of turfgrass chemicals". *American Chemical Society*. p.150-163.

Sears M.K., Bowhey C., Braun H., Stephenson G.R. (1987). Dislodgeable residues and persistence of Diazinon, Chlorpyrifos and Isofenphos following their application to turfgrass. *Pestic. Sci.* , N°20, p. 223-231.

Shuman L.M., Smith A.E., Bridges D.C. (2000). Potential Movement of Nutrients and Pesticides following Application to Golf Courses. In "Fate and management of turfgrass chemicals". *American Chemical Society*. p.78-93.

Sigler W.V., Taylor C.P., Throssell C.S., Bischoff M., Turco R.F. (2000). Environmental Fates of Fungicides in the Turfgrass Environment : A Minireview. In "Fate and management of turfgrass chemicals". *American Chemical Society*. p.127-149.

Smith A.E., Tillotson W.R. (1993). Potential leaching of herbicides applied to golf course greens. In "Pesticides in Urban Environments : Fate and Significance". *American Chemical Society*. p.168-181.

Starrett S.K., Christians N.E., Austin T.A. (2000). Movement of herbicides under two irrigation regimes applied to turfgrass. *Advances in Environmental Research* N°4. p.169-176.

Stephenson G.R., Ritcey G.M. (1999). Dislodgeable Foliar Residues of Pesticides in Agricultural, Landscape and Greenhouse Environments. In "Occupational Hazards of Pesticide Exposure : Sampling, Monitoring, Measuring". p.51-80.

Sudo M., Kunimatsu T. (1992). Characteristics of pesticides runoff from golf links. *Wat. Sci. Tech.* Vol.25, N°11. p.85-92.

Suzuki T., Kondo H., Yaguchi K., Maki T., Suga T. (1998). Estimation of leachability and persistence of pesticides at golf courses from point-source monitoring and model to predict pesticide leaching to groundwater. *Environ. Sci. Technol.* N°32. p.920-929.

Thompson D.G., Stephenson G.R., Sears M.K. (1984). Persistence, Distribution and Dislodgeable Residues of 2,4-D Following its Application to Turfgrass. *Pestic. Sci.* N°15. p.353-360.

Vandervoort C., Zabik M.J., Branham B., Lickfeldt D.W. (1997). Fate of selected pesticides applied to turfgrass : effect of composting on residues. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* N° 58. p.38-45.

Vincelli P. (2004). Simulations of Fungicide Runoff Following Applications for Turfgrass Disease Control. *Plant Disease.* Vol.88. N°4. p.391-396.

Wan H.B., Wong M.K., Mok C.Y. (1996). Pesticides in Golf Course Waters Associated with Golf Course Runoff. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* N° 56. p.205-209.

Watshke T.L., Mumma R.O., Linde D.T., Borger J.A., Harrison S.A. (2000). Surface Runoff of Selected Pesticides Applied to Turfgrasses. In "Fate and management of turfgrass chemicals". *American Chemical Society.* p.94-105.

Wu L., Green R.L., Liu G., Yates M.V., Pacheco P., Gan J., Yates S.R. (2002). Partitioning and Persistence of Trichlorfon and Chlorpyrifos in a Creeping bentgrass Putting Green. *J. Environ. Qual.* N°31. p.889-895.

Wu L., Liu G., Yates M.V., Green R.L., Pacheco P., Gan J., Yates S.R. (2002). Environmental fate of metalaxyl and chlorothalonil applied to a bentgrass putting green under southern California climatic conditions. *Pest. Manag. Sci.* N°1526. p.335-342.

ANNEXES

Annexe n°1 : Les variétés communes de gazons

Nom Français	Nom Anglais	Nom Latin
Ray Grass Anglais	Perennial Ryegrass	<i>"Lolium perenne" L.</i>
Pâturin des prés	Kentucky bluegrass	<i>"Poa pratensis"</i>
Pâturin annuel	Annual bluegrass	<i>"Poa annua" L.</i>
Agrostide stolonifère	Creeping bentgrass	<i>"Agrostis stolonifera"</i>
Chiendent	Bermuda grass	<i>"Cynodon dactylon" L.</i>
Fétuque élevée	Tall fescue	<i>"Festuca arundinacea" Schreb</i>
Fétuque rouge	Red fescue	<i>"Festuca rubra"</i>
Fétuque ovine	Sheep's fescue	<i>"Festuca ovina" L.</i>
Fléoles	Timothy grass	<i>"Phleum"</i>