



Etude de l'impact environnemental du TtCR
notamment comme filtre biologique
dans le cadre du projet européen WILWATER

Pierre Nijskens



Université Catholique
de Louvain-la-Neuve



UCL



Table des matières

Introduction	3
1. Analyse du cycle de vie	4
1.1. Utilisation des ressources	4
1.2. Bilan et ratio énergétiques	5
1.3. Impact sur l'atmosphère	7
1.3.1. Effet de serre	7
1.3.2. Destruction de l'ozone	9
1.3.3. Acidification.....	9
1.4. Impacts sur le sol.....	10
1.4.1. L'eau	10
1.4.1.1. Généralités	10
1.4.1.2. Expérimentation au laboratoire ECOP G.C.....	12
1.4.2. Autres impacts sur le sol.....	13
1.5. Cycle de l'azote	14
1.6. Risque d'hybridation	15
1.7. Biodiversité	16
1.8. Paysage.....	19
2. Impact du filtre biologique saule	21
2.1. Eaux usées	22
2.2. Boues de station d'épuration	26
2.3. Réhabilitation des centres d'enfouissement technique (CET)	28
2.4. Protection des zones de captages.....	29
2.5. Réhabilitation des sites d'activité économiques désaffectés (SAED).....	29
3. Conclusions générales	30
Annexe : Expérimentation menée au Laboratoire ECOP G.C.	31
Bibliographie	40

Introduction

Il existe principalement deux méthodes pour évaluer l'impact sur l'environnement d'une filière de production d'énergie (renouvelable, dans le cas qui nous intéresse) : l'analyse du cycle de vie ("LCA" en anglais, aussi appelée "eco-balancing" ou "éco-bilan") et l'analyse de l'impact environnemental. L'analyse du cycle de vie s'intéresse à la filière entière, "depuis le berceau jusqu'à la tombe", tandis que l'analyse de l'impact environnemental s'intéresse plus aux aspects locaux (Zeijst, 1996). En Allemagne, une méthode de bilan global est également utilisée, mais elle est assez proche de l'analyse du cycle de vie (Biewinga, 1996).

L'analyse du cycle de vie se fait en quatre phases :

1. Définition du but : cette phase définit l'étendue de l'analyse et fixe l'unité de mesure de référence (par exemple 1 tonne de matière sèche, 1 GJ, 1 ha, ...). Les différents critères couramment pris en compte sont : consommation de ressources, utilisation du territoire, impact sur l'effet de serre, réduction de l'ozone, acidification, eutrophisation, éco-toxicité, toxicité pour l'homme, participation au "smog", bruit.
2. Inventaire : un inventaire de toutes les consommations de ressources et émissions qui affectent l'environnement est réalisé. Toutes les phases de la filière sont prises en compte et des données précises sont collectées. Ceci implique des choix. Par exemple, dans une étude réalisée par le CLM aux Pays-Bas (Biewinga, 1996), trois technologies sont comparées, en ce qui concerne le TtCR : la gazéification avec ou sans utilisation de la chaleur et la co-combustion.
- 3 a. Analyse d'impact, classification - caractérisation : tous les facteurs sont traduits en chiffres, par exemple "kg de CO₂" pour l'effet de serre ou "m³ d'eau polluée" pour la pollution aquatique. Ensuite, l'importance du facteur est appréciée en comparant le chiffre obtenu pour le produit étudié pendant sa durée de vie avec le total cumulé sur la terre pendant un an pour ce facteur.
- 3 b. Analyse d'impact, évaluation : l'impact environnemental est évalué, soit qualitativement en discutant les différents chiffres dans une analyse multi-critères, soit quantitativement en attribuant une valeur relative aux différents facteurs.
4. Interprétation et amélioration : c'est une phase optionnelle dont le but est d'identifier les possibilités d'amélioration et les moyens à mettre en œuvre pour cela.

L'analyse du cycle de vie a été développée à l'origine pour évaluer des produits industriels. Pour les filières agricoles, la méthode pose quelques problèmes comme la définition d'une limite claire entre les moyens de production et l'environnement (le sol par exemple fait partie des deux !). Il faut

aussi ajouter des facteurs tels que l'impact sur le sol, les nappes phréatiques et la nature ou encore sur le paysage, facteurs qui sont difficiles à évaluer.

L'analyse de cycle de vie est standardisée par la norme ISO 14040.

1. Analyse du cycle de vie

Seuls les critères les plus importants d'une ACV sont repris ci-dessous. Une analyse complète doit également tenir compte de facteurs tels que la toxicité vis-à-vis de l'homme.

1.1. Utilisation des ressources

a) Utilisation de l'eau

Le TtCR de peuplier ou de saule évapotranspire une grande quantité d'eau, typiquement 500 mm par an, soit plus qu'une culture traditionnelle (350 - 390 mm an⁻¹). Il peut aussi être à l'origine d'un ralentissement du drainage de l'eau dans le sol, de l'ordre de 80 mm par an (Hall, 1996). Tout cela est dû à la conductance stomatique élevée des feuilles de TtCR, à une absence de réaction vis-à-vis d'un déficit hydrique atmosphérique, ainsi qu'à une réponse différée à un déficit en eau du sol. Cet évapotranspiration élevé combinée au fait que le TtCR supporte des quantités d'eau dans le sol plus importantes que la plupart des autres cultures a pour conséquence qu'il peut être cultivé dans des sols forts humides (Dufey, 1999). Cela aura pour effet d'assécher le sol et il faut prêter attention à ne pas cultiver du TtCR sur un terrain dont la valeur écologique dépend de l'humidité de celui-ci (par exemple une prairie humide).

b) Utilisation de la terre

Le TtCR est une culture agricole et peut remplacer des cultures agricoles traditionnelles (froment, betteraves,...). A ce titre, la question de savoir si le TtCR va concurrencer les cultures alimentaires mérite d'être posée. Le TtCR va sans doute prioritairement être cultivé sur des terres où les cultures alimentaires se développent difficilement. En effet le TtCR est particulièrement adapté pour être cultivé dans des fonds de vallon humide, de plus il peut servir de zone tampon entre la forêt et la culture. Pour l'instant, le TtCR utilisé uniquement énergétiquement ne peut concurrencer les cultures traditionnelles sur le plan économique et donc une substitution d'une grande surface de cultures alimentaires par du TtCR n'est pas à craindre. L'utilisation du TtCR comme filtre biologique (utilisation de boues de station,...) peut concurrencer les cultures alimentaires mais cette application n'aura pas non plus une influence prépondérante sur l'utilisation de la surface.

c) Production/utilisation de déchets

En ce qui concerne la production et/ou l'utilisation des "déchets", une étude du CLM (Biewinga, 1996) considère comme positifs l'utilisation d'engrais organiques et de déchets (eaux usées,...), ou encore l'enlèvement d'élément(s) polluant(s) du sol par des cultures énergétiques ("phytoremédiation"), spécialement si ce(s) élément(s) est(sont) détruit(s) ou recyclé(s). Par contre, le non recyclage des cendres (résidus de combustion) dans la culture est considéré comme un point négatif.

1.2. **Bilan et ratio énergétiques**

Le bilan énergétique d'une filière biomasse permet d'apprécier la quantité d'énergie fossile économisée grâce à cette filière. Pour ce faire, on calcule la différence entre les extrants et les intrants dans toute la filière, si ce bilan est positif, cela veut dire qu'il y a eu une production nette d'énergie renouvelable. Le ratio énergétique, quant à lui, permet de connaître la quantité d'énergie renouvelable produite pour une unité d'énergie fossile consommée, soit le rapport entre la production d'énergie renouvelable (output) et les besoins en énergie fossile (input), tout au long de cette filière. Si ce ratio est supérieur à 1, il y a eu production nette d'énergie renouvelable. Le bilan énergétique s'applique mieux au cas où la ressource limitante est le terrain.

Reinhardt cite des chiffres de 30 à 160 GJ ha⁻¹ économisés lors de l'utilisation de biomasse pour la production d'énergie (Reinhardt, 1996). L'étude du CLM cite des valeurs de 87 à 143 GJ ha⁻¹ pour le saule et le peuplier, avec des résultats plus favorables dans le cas de la cogénération. La co-combustion est beaucoup moins intéressante à ce point de vue à cause de l'énergie nécessaire au broyage fin de la biomasse. A titre de comparaison, la jachère enherbée nécessite 5 GJ ha⁻¹ (Biewinga, 1996).

Dans le cadre d'un projet Altener, l'UCL (unités TERM et ECAV – ex ECOP G.C.) a étudié le bilan énergétique et CO₂ du taillis à très courte rotation pour la production d'électricité de pointe par gazéification, la cogénération par gazéification et la co-combustion (Dubuisson & Sintzoff, 1997). Un mode de transformation a également été rajouté - les chaudières automatiques à bois déchiqueté - en prenant en compte les mêmes hypothèses de base.

Pour cela, la chaîne de production a été décomposée en étapes pour lesquelles les quantités d'énergie (directe et indirecte) consommées, ainsi que la quantité de carbone émis, ont été estimées. A partir de ces valeurs, les ratios énergétiques ont été calculés. Les émissions finales de carbone ont été comparées aux émissions des systèmes de production énergétiques actuellement en place en Belgique (voir point 1.3.1.).

En ce qui concerne la culture, trois niveaux d'intensification ont été choisis. Les scénarios sont décrits ci-dessous :

- scénario "low" : le moins intensif - tracteur de 80 CV maximum, plantation semi-automatique, récolte en tiges, pas de clôture, rendement en TtCR de 10 t MS ha⁻¹ an⁻¹;
- scénario "medium" : intensification moyenne - tracteur de 110 CV, plantation semi-automatique, utilisation d'engrais, récolte en chips (machine tractée), stockage ventilé des chips, rendement en TtCR de 12 t MS ha⁻¹ an⁻¹;
- scénario "high" : le plus intensif - tracteur de 150 CV, plantation automatique, récolte à l'ensileuse à maïs, stockage ventilé des chips, clôture, rendement en TtCR de 15 t MS ha⁻¹ an⁻¹.

La fertilisation a pour but de maintenir la fertilité du sol et a donc été choisie proportionnellement au rendement.

Tableau 1 : Coûts énergétiques (intrants) et bilan de carbone

Opérations	"Low"		"Medium"		"High"	
	GJ/ha	KgC/ha	GJ/ha	KgC/ha	GJ/ha	KgC/ha
Culture	185	5291	172	7579	186	5335
Transport local*	10	193	11	226	17	350
Stockage et séchage	0	0	20	1749	25	2186
Transport régional*	48	1645	51	1729	64	2161
Total	243	7129	254	11283	292	10032

*Local = 5 km, régional = 30 km

Source : Dubuisson & Sintzoff, 1997

Tableau 2 : ratio énergétique (GJ_{out}/GJ_{in})

	"Low"	"Medium"	"High"
Après transport local	22	25	28
Après stockage et séchage	21	23	26
Après transport régional	17	18	20

Source : Dubuisson & Sintzoff, 1997

Les postes les plus importants dans les coûts énergétiques sont la récolte (broyage compris), les apports de fertilisants et le transport régional.

Tableau 3 : Rendement énergétique

% de $G_{j_{out}}(\text{thermique}+\text{électrique})/G_{j_{in}}$	TtCR	Energie fossile
Electricité de pointe	25	22
cogénération	59	80
co-combustion	32	34
Chaudières collective ou individuelle	80 - 90	95*

* Chaudière au gaz

Source : Dubuisson & Sintzoff, 1997

Nous constatons donc que, quelque soit l'utilisation du TtCR, son ratio énergétique reste très favorable, avec un ratio compris entre 17 et 28. Le choix d'une fertilisation organique ou l'utilisation de machines de récolte et de broyage plus efficaces pourrait encore améliorer ce bilan.

La production de chaleur par des chaudières et la production d'électricité de pointe sont favorables car leurs rendements sont proches de l'utilisation d'énergie fossile.

Selon Heller C.M. et *al.* (2003) la gazéification du bois et la culture de TtCR dans un rayon de 80 km permettent d'avoir ratio énergétique de 11 $G_{j_{out}}/G_{j_{in}}$. De plus, cette étude constate que 40% des coûts énergétiques (intrants) sont dû fertilisants, il existe donc une opportunité pour augmenter le ratio énergétique en utilisant des boues de stations d'épuration comme fertilisant, comme c'est le cas pour le projet WILWATER.

Dans le cas du projet WILWATER, le ratio énergétique sera sans doute supérieur à ceux mentionnés dans le tableau 2 à cause de la fertilisation organique. De plus le ratio pourrait encore être amélioré par une consommation locale avec un processus avec un rendement élevé (comme c'est le cas pour les chaudières au bois) et par un stockage avec séchage naturel.

1.3. Impact sur l'atmosphère

1.3.1. Effet de serre

La température à la surface de la terre est régulée grâce aux gaz à effet de serre qui permettent d'éviter les grands écarts de température en retenant la chaleur réémise dans l'infrarouge par la croûte terrestre. L'augmentation de la teneur atmosphérique en ces gaz à effet de serre (CO_2 , CH_4 , N_2O , O_3 , CFC) peut donc influencer la température, avec effets consécutifs sur le climat, le niveau des mers,...

Les émissions de CO₂, CH₄ et N₂O sont considérées comme ayant l'effet le plus important. Elles peuvent être transformées en équivalent CO₂ par un facteur qui exprime leur potentiel d'effet de serre sur une certaine période (20, 50 ou 100 ans). Les valeurs suivantes sont retenues comme référence par l'IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (période de 100 ans).

Tableau 4 : Potentiel des gaz à effet de serre

Gaz à effet de serre	Potentiel selon l'IPCC (kg CO ₂ kg ⁻¹)
CO ₂	1
N ₂ O	296
CH ₄	23

Source : IPCC, 2001 et EIA, 2004

Il est également possible de reclasser les différents gaz en fonction de leur effet relatif par rapport au CO₂ (équivalents CO₂). En regroupant les différentes émissions, Reinhardt conclut ainsi que la biomasse a un effet favorable sur la limitation de l'effet de serre (55 à 73 kg CO₂.GJ⁻¹), par rapport aux énergies fossiles. L'étude CLM citée plus haut calcule des réductions d'émissions de CO₂ de 6,8 à 9,9 tonnes par hectare, contre une émission de 0,8 tonnes dans le cas d'une jachère enherbée.

Dans le cadre de l'étude de l'UCL (Dubuisson & Sintzoff, 1997), les émissions de CO₂ des filières biomasse ont été comparées avec les filières fossiles équivalentes. L'électricité de pointe a ainsi été comparée à des turbo-jets diesel, la cogénération à une centrale au gaz, la co-combustion à une centrale au charbon et les chaudières à bois à une chaudière au gaz.

Tableau 5 : Réduction des émissions de CO₂ (tonnes ha⁻¹ an⁻¹)

	Electricité de pointe	Cogénération	Co-combustion	Chaudière
Scénario "medium"	15,4	25,4	13,0	12,6 – 12,8

Source : Dubuisson & Sintzoff, 1997 et Nijskens, 2006 (calcul personnel)

On constate que la cogénération est la plus avantageuse, suivie par l'électricité de pointe, par la co-combustion, puis par la combustion dans des chaudières. Dans le cas breton, de la même manière que pour le ratio énergétique, la quantité de CO₂ économisé peut augmenter : en fertilisant de manière organique, en utilisant des stockages décentralisés et en séchant naturellement.

D'autre part, on peut également noter que si une forêt est implantée à la place de TtCR par exemple, celle-ci captera le CO₂ et l'accumulera sous forme de carbone pendant quelques dizaines d'années, période pendant laquelle la biomasse forestière s'accroît. Au fur et à mesure de la croissance du peuplement, s'il n'y a pas exploitation, la séquestration de carbone deviendra de plus en plus faible. Ensuite, la filière de transformation du bois déterminera le devenir du carbone (fabrication de meubles, papeterie, bois de construction,...). En fin de vie, le carbone retournera dans l'atmosphère. L'impact de la forêt et des matériaux dérivés est donc fondamentalement différent de l'impact du TtCR pour la production d'énergie. En effet, le cycle capture – rejet du CO₂ est beaucoup plus court dans ce dernier cas. Le TtCR permet donc de ne pas augmenter les émissions de CO₂ dans l'atmosphère, mais n'a un rôle de stock tampon pour ce gaz qu'à court terme (~20 ans).

1.3.2. Destruction de l'ozone

L'ozone est détruit par le N₂O et les CFC, classés selon leur potentiel de destruction. Néanmoins, dans le cas de la biomasse, seul le N₂O joue un rôle dans le processus. Le CLM estime les émissions du TtCR de peuplier et de saule à 1,2-1,3 kg N₂O ha⁻¹an⁻¹, valeurs similaires au cas de la jachère enherbée.

1.3.3. Acidification

Dans le cas de la biomasse, le SO₂, le NO_x, le NH₃ et l'HCl jouent un rôle. Les émissions de NH₃ proviennent de la production des fertilisants et de l'application des engrais minéraux et organiques. Les émissions de NO_x et SO₂ sont prises en compte à chaque étape de l'utilisation. Les émissions "évitées" (par rapport aux combustibles fossiles) sont calculées de façon similaire. Les valeurs sont exprimées en équivalents SO₂ (tableau 6).

Le saule contient très peu de sulfure, la combustion ne pose dès lors que peu de problème d'émission de SO_x et de pluies acides. (SAC, 2005)

Selon le CLM, l'effet du TtCR varie de -7 à +5 kg SO₂ ha⁻¹, contre +5 kg dans le cas de la jachère enherbée. Selon Heller C.M. et al. (2003) l'utilisation de boues de station d'épuration comme fertilisants (comme c'est le cas pour le projet WILWATER) provoque une émission de 5 à 13,3 kg SO₂ ha⁻¹an⁻¹. Cet apport de boues étant dimensionné pour apporter 100 kg N équivalent à la plante.

Tableau 6 : Equivalence SO₂ des émissions atmosphériques

Produits	Potentiel d'acidité (kg SO ₂ kg ⁻¹)
SO ₂	1
NO	1,07
NO ₂	0,70
NO _x	0,70
NH ₃	1,88
HCl	0,88

Source : Reinhardt, 1996

Le saule contient très peu de sulfure, la combustion ne pose dès lors que peu de problème d'émission de SO_x et de pluies acides. (SAC, 2005)

1.4. Impacts sur le sol

1.4.1. L'eau

1.4.1.1. Généralités

L'eau est une ressource primordiale pour l'homme. Il est donc important d'évaluer l'impact que peuvent avoir les cultures énergétiques sur cette ressource. Cet impact dépend, pour une parcelle donnée :

- des propriétés biologiques de la parcelle
- des propriétés abiotiques dues à la localisation de la parcelle (type de sol, précipitations, température,...)
- des interventions extérieures sur le système

Il est important de noter qu'un grand nombre de facteurs interviennent. Les fertilisants et les retombées atmosphériques de minéraux sont altérés par le sol, l'activité biologique des micro-organismes et/ou de la culture ainsi que par les activités culturales. De plus, pour un même type de sol, il peut y avoir de grandes différences d'un endroit à l'autre en ce qui concerne les quantités d'eau qui percolent.

Les plantes pérennes comme le TtCR possèdent une structure aérienne qui se développe très tôt au début de la saison (sauf l'année juste après une récolte). Le réseau racinaire souterrain du TtCR reste également actif durant toute l'année, même pendant les mois les plus froids (sauf dans la zone où le sol est gelé).

Les minéraux de la litière sont remis en circulation, de façon complète même pour environ 150 kg d'azote par ha. Une fois le système "rempli", il tourne en cycle quasi fermé : il suffit de compenser les exportations lors des récoltes. De plus, l'azote libéré dans le sol par décomposition de la matière organique coïncide avec les besoins du TtCR.

De façon générale, il ne sert à rien d'appliquer de grandes quantités de minéraux si le système sol-plante ne sait pas les valoriser; des lessivages en résulteront inévitablement. Pour les cultures annuelles, les opérations culturales sont beaucoup plus nombreuses et les minéraux sont libres (c'est-à-dire non liés à la végétation) plus longtemps dans le sol, et particulièrement en hiver. Le risque de lessivage est d'autant plus grand que l'évapotranspiration de la culture diminue, et sa gestion est alors beaucoup plus délicate. Une étude sur un bassin versant belge a montré une nette corrélation entre les teneurs en nitrates élevées et la couverture du sol, principalement pour les zones occupées par les cultures (Demarets et *al.*, 1995).

Un essai au Kenya a eu pour but de comparer le lessivage de nitrates sous une culture de *Sesbania sesban* (arbre de la famille des légumineuses), une culture de maïs non fertilisé, une jachère d'adventices et une terre nue (Hamerlink, 1996). Il a été montré que la présence de végétation réduit significativement la quantité de nitrates dans le sol. Entre septembre et janvier, la quantité de nitrates sous *Sesbania* (dans les 100 premiers centimètres de sol) était la plus faible. La quantité de nitrates dans la tranche 50 – 1200 cm a augmenté sous le sol nu durant la saison de 34 à 47 kg (selon les endroits). Le maïs n'a pas eu d'effet tandis que *Sesbania* et la jachère d'adventices ont diminué le stock de nitrates dans le sol, respectivement de 22 et 26-37 kg ha⁻¹. Des mesures racinaires ont montré que les racines de *Sesbania* descendaient à plus de 200 cm. Les observations ont également indiqué qu'une partie des nitrates a probablement été lessivée sous le maïs, la jachère et le sol nu tandis que ce phénomène était nul ou négligeable sous *Sesbania*.

Pour le TtCR de saule et de peuplier, diverses études en Suède et en Angleterre ont montré que le risque de lessivage de nitrates est très faible, même en cas de fertilisation intensive. Le TtCR joue un rôle de tampon vis-à-vis du caractère ponctuel des lessivages d'azote, qui apparaissent non pas sous forme continue, mais de façon occasionnelle (apport de fertilisants, forte pluie). Des mesures effectuées en Angleterre (Hall, 1996) indiquent qu'en région humide, sous une culture avec peu ou pas de fertilisants, les eaux de lessivage contiennent moins de 3 mg l⁻¹ d'azote (sous forme de nitrates) et souvent moins de 1 mg l⁻¹. En région sèche, la concentration en nitrates dépend des pluies effectives car une simple petite quantité de nitrates peut causer des concentrations importantes si les précipitations sont faibles. Dans le cas où il existe un héritage de nitrates provenant des cultures précédentes, la taillis n'est pas capable de limiter leur lessivage durant la

première année (Hall, 1996 ; CFE, 1998 ; Jossart, note de recherche). Aucune différence entre le peuplier et le saule n'a pu être détectée dans des essais établis en Angleterre (Hall, 1996).

La volatilisation des engrais (formation de NH_3 à partir de NH_4^+) dépend plus des conditions de sol (elle est favorisée par un pH haut et une CEC faible), climatiques (elle est favorisée par une température et une évaporation élevées, et par un vent fort) et des apports d'engrais (l'azote liquide est le plus favorable) que du TtCR lui-même (Le Souder, 1997).

L'eutrophisation potentielle du TtCR est estimée par Heller C.M. et *al.* (2003) entre 0,56 et 2,85 kg de PO_4 eq. $\text{ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ (cycle de 23 ans), les valeurs élevées étant pour des scénarios avec utilisation de boues de stations d'épurations comme fertilisant à raison de 100 kg N ha^{-1} an^{-1} utilisable par la plante. Les valeurs basses sont pour des scénarios avec fertilisations azotés sous forme d'ammoniac.

Le TtCR peut limiter le ruissellement de l'eau en surface, créant ainsi une barrière végétative ou zone tampon entre une culture agricole traditionnelle et un cours d'eau par exemple. Des expérimentations ont montré que des bandes enherbées limitent fortement les transferts de divers pesticides ainsi que des ceux nitrates et du phosphore soluble (Réal et *al.*, 1997). La végétation ralentit les écoulements et filtre les matières en suspension. De plus, les débris végétaux en surface jouent le rôle d'une éponge. Enfin, le système racinaire structure le sol, constituant ainsi une zone d'infiltration lente et régulière.

En ce qui concerne les pesticides, l'étude du CLM a établi une échelle de risque relatif pour chaque pesticide, du point de vue de la contamination des eaux souterraines et des risques encourus par les organismes du sol et par l'eau (Biewinga, 1996). Dans cette étude, le saule et le peuplier sont moins favorables que la jachère enherbée, mais néanmoins beaucoup plus que la plupart des cultures annuelles. De plus, l'application des pesticides, bien que importante lors de la phase d'établissement du saule lorsque les risques de lessivage et de ruissellement sont les plus grands, est nettement moins fréquente que pour des cultures traditionnelle (comme le froment ou la betteraves). (Dufey, 1999).

1.4.1.2. Expérimentation au laboratoire ECOP G.C.

Détails de l'expérimentation voir annexe.

Le TtCR semble être une bonne opportunité pour les zones sensibles aux pollutions azotées. A l'exception de la première année de culture, des réductions importantes de teneur en nitrates du sol et de l'eau de percolation sont observées par rapport à diverses autres cultures traditionnelles. Le

niveau élevé de transpiration du TtCR, qui lui permet de véhiculer et d'utiliser les nitrates disponibles (solubles dans l'eau) et ainsi d'atteindre des rendements importants, peut cependant aussi provoquer l'assèchement du sol.

Il faut toutefois noter que le taillis est comparé ici à des cultures alimentaires qui nécessitent des fertilisants pour atteindre leur rendement optimum et une qualité suffisante de la production, alors que très peu d'azote est apporté sur le TtCR. Il est évident que la différence serait beaucoup plus faible si les cultures alimentaires ne recevaient pas d'azote. De plus, il est possible de "gérer" les cultures alimentaires de façon à limiter les risques de lessivage, ce qui n'est pas le cas pour le champ de la ferme expérimentale choisi pour une partie de nos mesures.

1.4.2. Autres impacts sur le sol

La faune du sol est particulièrement développée dans les TtCR, par comparaison avec les cultures annuelles. Ceci est lié à la teneur importante en matière organique à décomposer, au régime hydrique différent, ainsi qu'à la diminution des labours et des pesticides. La masse microbienne joue également le rôle de puits dans le cycle de l'azote. Le type de faune est différent de celui rencontré dans les cultures agricoles traditionnelles : les vers de terre sont favorisés dans un TtCR déjà bien implanté, alors que certains phytophages qui se nourrissent de pollen par exemple sont défavorisés.

Le couvert végétal important du TtCR intercepte la pluie qui a donc moins d'effet sur la structure du sol que dans le cas d'un sol nu. De plus, le TtCR requiert moins de passages d'engins agricoles, qui peuvent également causer des dégâts, spécialement lorsqu'ils circulent dans des conditions humides.

L'impact sur l'érosion hydraulique a été évalué dans l'étude du CLM (Biewinga, 1996), selon des critères de couverture du sol par les feuilles, tiges et racines, d'une part; et selon la pluviosité d'autre part. Finalement, la quantité de pluie "nuisible" a été déterminée. Le saule et le peuplier ont été classés comme un peu plus favorables que la jachère enherbée (culture de référence) pour ce paramètre.

De plus, le système racinaire dense du saule améliore la structure du sol, et augmente ainsi la capacité d'infiltration de celui-ci. Cela sera d'autant plus visible sur des sols en pente, où le ruissellement est important en absence de couvert végétal. (Dufey, 1999).

En ce qui concerne l'érosion éolienne, les cultures de saules permettent d'atténuer la vitesse du vent et contribuent ainsi à la lutte contre l'érosion éolienne. Ce type d'érosion reste cependant

toujours limité dans les conditions climatiques de nos régions quelle que soit l'occupation du sol. L'érosion éolienne est réellement effective dans les régions arides.

Le captage des métaux lourds par les racines de saules est normalement beaucoup plus élevé que pour les autres cultures en ce qui concerne le Cadmium – voir point 2.2. (Dufey, 1999)

Le saule a aussi un impact sur la fertilité du sol. En effet, une augmentation de l'humus du sol de 0,5 à 1% a été constatée après 25 ans de culture de saule. Cela a pour effet une augmentation de 5% en moyenne des rendements des cultures alimentaires suivant le saule. Ceci est valide pour des sols ayant un teneur en humus inférieur à 6% (Börjesson, 1999). Cependant une autre expérimentation a montré que lorsqu'il est implanté à la place d'une culture traditionnelle labourée chaque année, aucune changement significatif n'a été observé dans des cultures de saules ayant de 2 à 12 ans. (Heller C.M. et al., 2003).

1.5. Cycle de l'azote

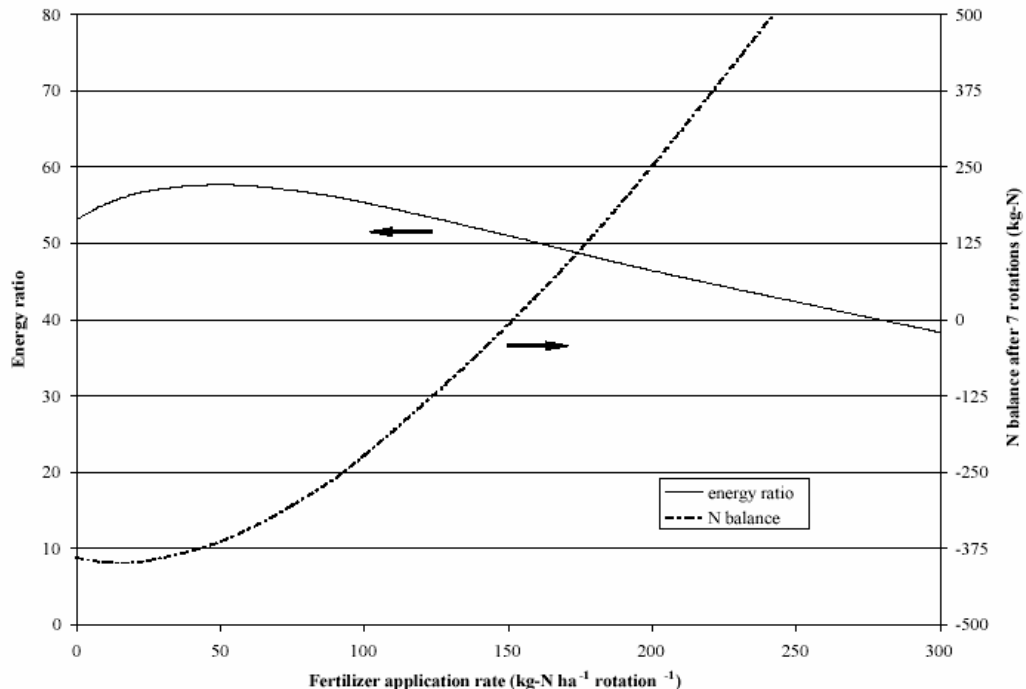
En ce qui concerne le cycle de l'azote, un LCA (Heller C.M. et al., 2003), a été réalisé pour l'ensemble de la culture de saule. Ce LCA prend comme hypothèses que :

- la quantité d'azote volatilisé est une fonction directe des fertilisants azotés ajoutés (N_2O -N émis = 1,25 +/- 1% de l'azote ajouté). Il est à noter que la quantité d'ammoniac volatilisé est soustraite de l'azote ajouté avant d'appliquer la relation.
- la décomposition des résidus de culture (principalement les feuilles) émet du N_2O qui est estimé par la même relation que pour les fertilisants azotée. La quantité de feuille retournant au sol est estimée à 3 800 kg ha⁻¹ an⁻¹ et la quantité d'azote dans les feuilles à 1,5 %
- les dépôts atmosphériques sont de l'ordre de 16 kg N ha⁻¹ an⁻¹
- il n'y a pas de perte de nitrate par lessivage si on suppose qu'il n'y a pas de fertilisation azotée la 1^{ère} année (année durant laquelle les pertes sont les plus susceptibles d'arriver)
- le contenu initial en azote du sol n'est pas pris en compte

Toutes ces hypothèses permettent de faire un bilan azote du système qui inclut les émissions de N_2O et de NH_3 ainsi que les exportations d'azote par la biomasse récoltée. Ce bilan N est influencé principalement par la quantité de fertilisant appliqué, or ces fertilisants influencent le ratio énergétique. La figure 1 montre l'influence de la fertilisation azotée sur le bilan azoté mais aussi sur le ratio énergétique. Le ratio énergétique est maximum pour une application de 48 kg N ha⁻¹ rotation⁻¹, une autre constatation est qu'il y a une diminution nette de l'azote dans le système en dessous de 150 kg N ha⁻¹ rotation⁻¹. Bien que le ratio soit optimal pour une fertilisation azotée inférieure à 100 kg N ha⁻¹ rotation⁻¹, cela ne correspond peut être pas à l'optimum économique. La

figure 1 est basée sur des équations et doit encore être validée par des données additionnelles. (Heller C.M. et al., 2003)

Figure 1 : Influence de la fertilisation azotée sur le ratio énergétique et sur le bilan azoté



Source : Heller C.M. et al., 2003

1.6. Risque d'hybridation

Le risque d'hybridation entre les saules cultivés en TtCR et les saules indigènes est bien sûr présent, cependant, le risque de voir ces hybrides envahir le paysage est très faible. En effet, l'habilité des jeunes plants de saule à s'implanter dans différents habitats est très restreint. Cela peut arriver près des berges d'une rivière, où il y a des sols humides ouverts. Les saules sont par ailleurs mâles ou femelles. Certaines variétés de TtCR, comme le Jorunn ou le Torhild (femelle) génèrent une très grande quantité de graines au printemps. Le pollen provient des mâles du TtCR mais aussi des saules mâles indigènes. A ce moment, même si les graines couvrent le sol comme de la neige, il y a très peu de jeunes plants de saules qui poussent aux abords de la plantation. Cela est notamment dû au fait que les graines ont une durée de vie très courtes (quelques semaines) et que les jeunes plants encore en vie après quelques semaines concurrence difficilement les autres cultures. Par ailleurs, dans les plantations mâles, le pollen est principalement véhiculé par les insectes dans un rayon assez restreint. Il n'y a pas de signe d'hybride provenant des TtCR autour de ces plantations.

Salix viminalis, qui est le plus utilisé comme TtCR a été introduit en Suède il y a 100 ans, en provenance d'Europe centrale et d'est. Il a été utilisé pour fabriquer des outils et des paniers

pendant longtemps. Actuellement, on peut trouver des restes de ces plantations, mais *Salix viminalis* ne s'est pas dispersé dans le paysage. On peut le trouver près des vieilles fermes, dans les fossés et près des étangs. Dans le paysage, on peut trouver des espèces indigènes de saules, tels que *Salix caprea*, *S. aurita*, *S. cinerea*, *S. fragilis*, *S. pentradra* mais pas d'hybrides avec *S. viminalis*. Les clones de Sibérie utilisés pour les TtCR, comme *S. schwerinii* (proche de *S. viminalis*) ont encore plus de difficulté à produire des hybrides, car ils sont plus précoces dans le développement de leurs fleurs que les autres espèces. (Larsson, 2005)

En Angleterre, où *S. viminalis* a également été introduit, des hybrides avec des espèces indigènes n'ont pas été observés. (Dawson)

En conclusion, on peut dire que le risque d'hybridation entre *S. viminalis* et des espèces de saules indigènes est extrêmement réduit en grande partie à cause du fait que les saules se reproduisent principalement par voie végétative (bouturage) et très difficilement par voie germinative.

1.7. Biodiversité

L'agriculture occupe une très grande partie du territoire. Il est donc normal qu'une flore et une faune spécifiques s'y soient développées et en soient devenues dépendantes. L'agriculture intensive, la monoculture et la destruction des haies ont eu un impact négatif sur l'environnement, la structure du paysage et la biodiversité. Il n'existe toutefois que très peu d'études et de publications concernant la biodiversité au sein de l'agriculture, et encore moins au sujet des cultures énergétiques.

Les cultures énergétiques ont un impact plus ou moins important sur la biodiversité (positif ou négatif), selon la région, le type de culture, la phytotechnie, la modification de l'habitat (en fonction du précédent cultural), l'érosion, la qualité de l'eau :

- phytotechnie : l'usage des pesticides (quantité, type, moment d'application) est peu important dans les TtCR. La plantation d'un mélange de clones peut améliorer la biodiversité, mais également la sensibilité aux maladies.
- type de culture : certaines personnes sont réticentes à l'introduction d'espèces non natives dans une région, car cela peut ne pas correspondre à la faune locale et entraîner la susceptibilité à des ravageurs locaux. Les cultures annuelles laissent des matières organiques sur le sol et attirent une faune spécifique, notamment des oiseaux d'hiver. Les cultures pérennes offrent un couvert toute l'année et un endroit de nidification pour les oiseaux.
- plantation : la plantation en bandes de manière raisonnée peut avoir un impact très favorable sur la structure du paysage. Certaines théories ont montré que plusieurs petites parcelles de TtCR ont plus d'influence sur la biodiversité qu'une grande parcelle en un tenant (maillage écologique).

Pour mesurer la biodiversité, la méthode suivante est proposée aux Pays-Bas (Foster, 1996) :

- sélectionner la culture;
- identifier des groupes témoins : oiseaux, mammifères, insectes, plantes supérieures;
- effectuer un comptage quantitatif des espèces;
- analyser les effets qualitatifs;
- traduire en chiffres selon une échelle allant de -1 à +2 (négatif à positif);
- après correction selon l'importance des facteurs (espèces menacées,..), calcul d'une valeur moyenne globale pour la culture.

Après observation des oiseaux aux Pays-Bas et en Angleterre, les résultats sont les suivants :

Tableau 7 : Evaluation de la biodiversité dans les couverts de TtCR

Culture	Pays-Bas	Angleterre
Colza	1,83	1,3
Blé d'hiver	1,83	0,16
Peuplier	0,5	1,3 (oiseaux d'hiver) 1,16
Saule	0	2
Prairie	0.5 (jachère)	1,3 (pâture)

Source : Foster, 1996

Il n'existe que peu d'études concernant la biodiversité au sein des cultures énergétiques. D'après les premiers résultats, il apparaît que les Hollandais considèrent le saule comme un habitat pauvre en terme de biodiversité, alors que les Allemands et les Anglais le considèrent comme très favorable.

La "Royal Society for the Protection of Birds" (RSPB) en Angleterre est la plus importante société de défense des oiseaux en Europe (elle gère plus de 100 réserves naturelles en Angleterre). Selon elle, la biodiversité est considérée simplement comme la variété de la vie. Des mesures ont été effectuées dans des TtCR et l'avis est tout à fait favorable. 44 espèces dont 6 menacées font usage des TtCR (sur une période de surveillance de 4 ans) (Dawson). Un mélange des âges et des variétés de TtCR ainsi qu'un usage modéré des pesticides sont également recommandés. De plus, la récolte du saule en hiver permet de ne pas avoir de perturbation des oiseaux lors des migrations d'été et de la période de reproduction.

Selon cette société, le TtCR est très prometteur pour la biodiversité, mais il ne doit toutefois pas être implanté dans des zones protégées et à haute valeur écologique (prairies humides,...). Ceci a également été soulevé par des associations environnementales belges. Le risque pour la biodiversité dans ces prairies humides est d'autant plus grand que ce sont justement ces zones qui pourraient convenir au TtCR (humidité, rentabilité agricole moindre). La protection de ces zones passe par une reconnaissance de leur valeur écologique et dépasse la problématique du TtCR (Jossart & Squilbin, 1998).

Plus de 50 espèces d'invertébrés ont été collectées dans 21 plantations de TtCR en Angleterre au cours d'une étude sur le sujet (Sage, 1997). Le nombre d'insectes répertorié était plus élevé dans les saules que dans les peupliers; il s'agissait en majorité de *Chrisomelidea* (*Phratora spp*), d'hyménoptères, de lépidoptères, d'arachnides, d'hétéroptères et de larves de diptères.

Selon Börjesson (1999), la substitution de cultures annuelles par des cultures pérennes influence la biodiversité au niveau de la diversité génétique, ainsi que de la diversité des espèces et des habitats. Ainsi, plusieurs études suédoises montrent que le nombre d'espèces d'oiseaux, ainsi que leur abondance augmentent dans les plantations de TtCR. D'autre part, la flore présente dans les plantations de saules est dominée par les adventices. Toutefois, des espèces rares peuvent également être observées. Une expérience menée dans 12 plantations de saules en Suède montre la présence de 125 espèces de plantes vasculaires et 18 espèces de mousses. Dans une culture de céréales, seules une cinquantaine d'espèces végétales sont présentes, dont une trentaine de façon sporadique. Etant donné que les fleurs de saules s'ouvrent précocement, peu de fleurs sont déjà disponibles aux alentours pour les insectes butineurs. Les fleurs de saules (plants mâles) attirent donc un grand nombre d'insectes pollinisateurs. Or, environ la moitié des clones de saules sont des plants mâles. (Börjesson, 1999)

Selon Dawson, la diversité de la faune est élevée d'autant plus que le saule est cultivé sur d'anciennes prairies. La récolte a un effet temporaire positif sur la diversité de la flore et des invertébrés. La diversité des insectes est proche de celle des autres cultures. La quantité de vers de terre diminue lors des premières années de culture du TtCR, ensuite, elle augmente. Globalement la diversité des invertébrés est plus importante dans le TtCR que dans les autres cultures. En ce qui concerne les mammifères : des chevreuils, des lapins et des lièvres peuvent être observés, cependant, ils doivent être exclus de la plantation les premières années, car ils peuvent causer des dégâts importants. (Dawson)

A une échelle plus globale, le TtCR peut participer au maillage écologique, et permettre la migration des espèces entre les différents espaces boisés. Toutefois, il existe certains risques pour la biodiversité liés au TtCR. Ainsi, l'introduction de saules peut augmenter les risques d'attaques par des agents pathogènes, et donc augmenter l'utilisation de pesticides dans les cultures avoisinantes. (Dufey, 1999)

1.8. Paysage

Le paysage est affecté par :

- le type de culture : la hauteur et la structure de l'espèce cultivée, la couleur des fleurs, le cycle de récolte;
- la localisation : la topographie de la région (plane ou accidentée), la "visibilité" de la plantation dans le paysage, la distance par rapport à la route, l'impact sur la vue ("fermeture" du paysage).

Dans l'étude du CLM par exemple, l'impact sur le paysage a été évalué selon deux critères : la variation de structure et la variation de couleur. Une plus grande variation de structure est considérée comme positive, sauf si cela affecte trop le paysage, par exemple en "bouchant" la vue (Biewinga, 1996). Selon cette étude, le saule et le peuplier ont un impact plus négatif que la jachère enherbée.

La perception du public vis-à-vis des cultures énergétiques peut différer très fort d'une culture à l'autre et d'un endroit à l'autre. Ainsi, le colza est bien perçu aux Pays-Bas et très mal apprécié en Angleterre, à cause de sa couleur "jaune sale". Par contre, le TtCR est mal perçu aux Pays-Bas car il affecte négativement la structure du paysage plat tandis qu'il est plutôt bien perçu ailleurs.

Les considérations suivantes ont été formulées dans une enquête récente en Angleterre sur le TtCR :

- la plantation de TtCR est tolérée, mais différentes objections surgissent, comme pour tout nouveau développement. Il est par exemple important d'établir un code de bonnes pratiques;
- le public a peur d'un développement trop industriel, avec un accroissement du trafic vers les lieux d'utilisation. La diminution du trafic lié à la culture est par contre perçue comme un avantage;
- la variété du paysage (culture, arbres; couleurs, textures,...) est préférée par rapport à la monoculture. Ceci est également vrai pour le TtCR;
- les changements dans le paysage (abattage d'arbres, haies, biodiversité,...) dus aux cultures intensives sont indésirables. Ceci est également vrai pour le TtCR;
- les agriculteurs ne sont pas perçus comme des conservateurs de la nature et pourraient planter du TtCR à grande échelle;

- le public estime que les problèmes locaux sont plus importants que les problèmes globaux (effet de serre, ozone,...);
- le problème de la jachère est mal connu et considéré comme étant sans importance, même si le TtCR est préféré à cette jachère, à un golf ou à un camping;
- le TtCR (une fois expliqué) est mieux considéré que le colza mais moins bien qu'une forêt;
- les cultures alimentaires doivent rester prioritaires;
- la création d'emplois locaux est un avantage.

Au Danemark, une législation fixe les limites de plantation des TtCR :

- pas de plantation sur les sols forestiers mais aucune restriction sur les sols agricoles;
- pas de plantation à moins de 100 m des côtes et des plages, ni à moins de 150 m des grands lacs et rivières, ni à moins de 100 m des monuments anciens.

En Angleterre aussi, des recommandations ont aussi été éditées :

- les sites de conservation doivent être évités;
- les grandes plantations uniformes doivent être évitées;
- un mélange de clones est préféré dans chaque champ;
- des "bandes" doivent être présentes dans le plan de plantation;
- la structure des habitats adjacents doit être prise en compte;
- le TtCR doit être coupé à des âges différents, même à l'intérieur d'une même parcelle, de manière à avoir des TtCR d'âges différents;
- les pesticides doivent être évités;
- une croissance broussailleuse doit être entretenue le long de la plantation.

En Belgique, le TtCR doit (art 452/31 du chapitre XXIII du CWATUP) :

- ne requérir ni modification du relief du sol ni drainage préalable de la parcelle ;
- être contigu à un bois, un boqueteau ou une forêt existants, à une zone forestière inscrite au plan de secteur, sauf si la superficie à boiser est supérieure à trois hectares d'un seul tenant ;
- couvrir une superficie de cinquante ares minimum ;
- ne pas porter sur un terrain situé dans un périmètre de point de vue remarquable visé à l'article 40, alinéa unique, 1° du CWATUP ;
- les arbres doivent être adaptées aux conditions pédologiques de la parcelle concernée ;
- La distance de plantation en zone agricole est de 2 mètres et en zone forestière de 6 mètres (art 35 et 35bis du code rural)

Globalement, il ressort que les impacts des cultures énergétiques sur le paysage dépendent fortement du paysage précédent son implantation. Dans un paysage prédominé par des monocultures (par exemple, le froment en Angleterre), le TtCR peut être accueilli positivement en raison de la diversification apportée au paysage. Par contre, il existe un risque de fermeture du paysage ce que souligne l'étude hollandaise. (Dufey, 1999).

En conclusion, le TtCR peut provoquer une rupture bénéfique et éventuellement une amélioration de la vue dans les paysages ouverts, pour autant qu'il ne masque pas les vues lointaines sur la campagne. L'impact du TtCR dépend donc de l'aménagement du territoire, de la topographie du terrain, de la nature des cultures avoisinantes. Il dépend par ailleurs et surtout de la structure, de la taille et de la densité des plantations, ainsi que de leur répartition dans l'espace. Une conception éclairée des plantations permet cependant une meilleure intégration de ce nouveau type de culture dans le paysage. (Dufey, 1999).

2. Impact du filtre biologique saule

En plus d'être une source de biomasse à haut rendement, le TtCR peut jouer le rôle de filtre végétal dans de nombreux cas tels que la protection des nappes phréatiques, le traitement des co-produits organiques agricoles, des lixiviats de décharge, des eaux usées ou encore des boues de station d'épuration.

Le potentiel de croissance élevé du TtCR et les récoltes fréquentes favorisent le prélèvement des éléments minéraux (nitrates, phosphates, mais aussi certains métaux lourds). Le taillis réalise donc une épuration efficace et à moindre coût pour la communauté, tout en valorisant une ressource considérable en éléments nutritifs considérée jusqu'alors comme un problème sanitaire à résoudre à un coût élevé pour la société et l'environnement. La technique d'utilisation du taillis comme filtre végétal a été initialement développée en Suède.

La technique du TtCR - filtre végétal repose sur le principe de réacteur du système sol - plante :

1. les particules du sol filtrent les eaux usées et fixent les éléments en solution;
2. les macro- et micro-organismes transforment et stabilisent les éléments nutritifs;
3. le TtCR, plante à croissance très rapide, utilise ces éléments pour sa croissance, réduit le volume d'eau du sol par évapotranspiration et maintient la capacité d'infiltration du sol.

2.1. Eaux usées

Les principaux risques pour l'environnement en cas d'irrigation par des eaux usées secondaires est le lessivage du nitrate, du phosphate et du potassium ainsi qu'une augmentation de la teneur en métaux lourds du sol.

Le saule a la caractéristique de beaucoup évapotranspirer, ce qui diminue le risque de perte par lessivage. Le nitrate présent dans l'eau de lessivage peut être diminué de 90% par filtre végétal. Si les eaux usées contiennent beaucoup de métaux lourds, leur teneur peut également être réduite grâce aux saules. Il peut cependant y avoir un risque d'accumulation de sel dans le sol. (Börjesson, 1999) Le TtCR peut donc être utilisé comme un traitement tertiaire et permettre ainsi de diminuer le risque d'eutrophisation.

Ce système d'épuration doit cependant tenir compte de facteurs importants tels que les caractéristiques du sol ou du type de système d'irrigation. L'efficacité du filtre dépendra aussi de sa gestion, d'une part au niveau de la composition de l'eau usée et d'autre part au niveau de la manière d'irriguer. L'eau usée ne doit pas contenir trop de matières organiques mais suffisamment pour assurer une dénitrification et elle ne doit pas être trop minéralisée pour limiter le risque de lessivage de nitrates. L'irrigation doit alterner les périodes aérobies – anaérobies (saturation) dans le sol afin de favoriser la nitrification - dénitrification tout en retenant le phosphore et les germes, et en dégradant la matière organique. La gestion de la station d'épuration secondaire pour sortir un effluent approprié du système d'irrigation est donc un facteur clé d'une épuration efficace. (Jossart, 2002)

Le projet Biomepur (Jossart, 2002), a montré que le système sol-TtCR peut être un système efficace d'épuration tertiaire des eaux usées. Les saules ont été irrigués dans les conditions mentionnées au tableau 8.

Tableau 8 : Fertigation

Année	Type d'eau		Apport d'eau (mm)	N (kg/ha)	P (kg/ha)	K (kg/ha)
2000	Eau de distribution		600 - 800	32 - 42	0	10 - 14
2000	Eau secondaire		600 - 800	49 - 66	5 - 8	65 - 93
2001	Eau de distribution		1000	56	16	16
2001	Eau secondaire		1200	125 - 131	12-13	101 - 105

Source : Jossart, 2002

Le projet Biomepur a permis de constater que :

- la quantité d'azote minérale dans l'eau du sol est, à quelques exceptions près, toujours inférieure à 2 mg/litre alors que l'eau secondaire d'irrigation en contient 8 à 15 mg/litre. Des lessivages ponctuels peuvent cependant avoir lieu.
- l'eau du sol contient en moyenne 0,1 mg/litre de phosphore total (P_{tot}) contre 1 mg/litre dans l'eau secondaire.
- l'eau du sol contient de 2-8 mg/litre de potassium (K) lorsque les saules sont irrigués avec de l'eau secondaire (8-12 mg/litre). En effet, cet élément n'est pas plus absorbé par le bois en cas de fertigation.
- les teneurs en Cl^- , Na^+ et SO_4^- sont plus élevées dans l'eau du sol lorsqu'on irrigue avec des eaux secondaires, ce qui implique que ces éléments sont entraînés en profondeur par l'irrigation.
- les teneurs en Cd, Cr, Ni, Hg et Zn sont très inférieures aux normes de potabilité respectives lorsqu'on irrigue avec des eaux secondaires.

Une étude suédoise menée par Dimitriou (2005) a comparé la quantité de nitrate lessivé par un TtCR dans un sol sableux (Sand) et dans un sol argileux (Clay), pour une fertilisation par des eaux usées (WW) et par des fertilisants liquide (LF). Les résultats sont montrés dans le tableau 9 en $kg N ha^{-1} an^{-1}$, « Not accounted for » indique les résultats nette dû à la minéralisation de l'azote et à la perte par volatilisation.

Tableau 9 : Bilan azote théorique

	Clay WW	Clay LF	Sand WW	Sand LF
Irrigation	+320	+320	+320	+320
Leaching	-80	-81	-90	-116
Shoots	-115	-110	-44	-38
Stumps*	-8	-5	-2	-2
Coarse roots*	-12	-9	-4	-3
Leaf litter to humus*	-96	-68	-30	-24
Fine-root litter to humus*	-115	-82	-35	-29
Not accounted for	+106	+35	-115	-108
Σ	0	0	0	0

Source : Dimitriou, 2005

Ce tableau permet de constater que pour un apport de $320 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, la perte par lessivage des nitrates est de $\sim 80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le sol argileux et de 90 à $116 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le sol sableux, cela pour une irrigation de 10 mm jour^{-1} . Les pertes par lessivage ont été mesurées par des lysimètres. Toutefois, on peut s'attendre à une perte par lessivage inférieure dans nos régions, car le climat étant plus clémente, le saule évapotranspirera plus.

Des projets pilotes en Pologne et en Suède ont montré qu'un filtre végétal de TtCR permettait de réduire la charge en matière organique, phosphore et azote des eaux traitées, à concurrence de 85-90 %, 90 % et 85-95 % respectivement.

En pratique, le village de Kageröd en Suède irrigue depuis 1995, 13 ha de taillis avec les eaux pré-épurées de 1500 habitants, dans le cadre d'un projet pilote de recherche & développement. Entre mai et octobre, $150\,000 \text{ m}^3$ d'eau usées peuvent ainsi être aspergées à raison de 2 à 12 mm par jour (l'optimum est de 6 mm.jour^{-1}). Le rendement des saules a été multiplié par 4 à 5 par rapport au témoin non irrigué. L'épuration des nitrates est supérieure à celle obtenue par les systèmes conventionnels, tandis que pour le phosphore, le résultat est similaire. La "ration" N-P-K apportée (100-12-87) correspond aux besoins du saule (Hasselgren, 1998). Il existe également une autre plantation en suède, à Enköping, de 75 ha. Cette plantation est irriguée avec des eaux usées à raison de $2,8 \text{ mm jour}^{-1}$ de mai à septembre, ce qui donne une charge de $153 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les pertes par lessivage ont été évaluées à $7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et la concentration en nitrate dans l'eau du sol ne dépasse pas 10 mg l^{-1} . Le rendement atteint est de 9 tonnes de matière sèche $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. (Dimitriou, 2005).

Un autre exemple est celui de la société Leroux à Orchies (Nord-Pas de Calais) qui a installé un système d'irrigation goutte à goutte sur 10 ha de TtCR afin de traiter $30 \text{ à } 50\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ d'effluents

(eaux de lavage principalement), soit 500 mm max. d'eau apportés par an (la technique porte le nom de *fertirrigation*). L'investissement total (achat du terrain compris) se monte à 750 000 €, ce qui est comparable à une petite station d'épuration, mais le coût de fonctionnement est réduit. La biomasse produite est offerte à une association d'accueil de handicapés pour alimenter une chaufferie bois (Leroux, 1998).

Figure 2 : Irrigation d'une plantation de taillis à Orchies



Source : Laboratoire ECOP G.C.

Une autre installation de traitement des eaux par irrigation des TtCR a été installée à Killem chez Mr Ronckier. Cette installation traite 2000 m³/an d'effluents d'élevage (jus de fumier et d'ensilage – eaux de ruissellement extérieur et d'air d'attente) et d'effluents de fromagerie (eaux de lavage – eaux de fabrication). La DBO₅ et la DCO sont respectivement au alentour de 9 000 et 14 000 mg/l, ces valeurs sont très fortement abattues dans l'eau provenant des piézomètres. De plus, il y a très peu d'eau qui passe à travers le système (sol limon-sableux-argileux). (Cuingnet, 2005)

Toutefois, ce type d'épuration a ses limites. L'épuration en hiver se limite à l'effet du sol et n'influence donc pratiquement pas le contenu des eaux en nitrates. Dans ce cas, un stockage temporaire de l'eau s'avère nécessaire. De plus, le cycle de l'azote dans ce type de système n'est pas encore bien connu actuellement, notamment en ce qui concerne la dénitrification et l'évolution à terme du stock de matière organique du sol, alimenté par les feuilles et le turnover des racines.

En conclusion, les saules permettent d'abattre la quantité de nitrate lessivé de 75% à 90 % en fonction de l'apport – la quantité de nitrate lessivé étant inversement proportionnelle à la quantité

d'azote organique appliqué. L'abattement du potassium quant à lui est de 65 à 75 % et celui du phosphore de 90 % en fonction des apports. Ces valeurs dépendent notamment :

- du type de sol
- du climat
- de la gestion et du type de système d'irrigation

Il est cependant important de faire un suivi de la percolation de ces éléments, si possible avec un lysimètre. Il est également important de caractériser les eaux d'irrigation notamment en ce qui concerne le NPK et les métaux lourds. Le sol doit également faire l'objet d'une analyse en ce qui concerne les métaux lourds si les eaux d'irrigation en sont chargées de manière significative.

2.2. Boues de station d'épuration

Le TtCR présente des avantages spécifiques en ce qui concerne la valorisation des boues d'épuration :

- il s'agit d'une culture non alimentaire, ce qui diminue fortement les risques de contamination de la chaîne alimentaire par des pathogènes ou des métaux lourds ;
- la longue durée de vie de la plantation (20 à 30 ans) assure un débouché à long terme pour les boues ;
- le TtCR planté sur les terres en jachère non rotationnelle peut être fertilisé, ce qui rend ces terres à nouveau disponibles pour l'épandage de boues ;
- le TtCR peut recevoir les boues au moment où les autres cultures agricoles ne sont pas accessibles, à cause des conditions de sol ou du stade inadéquat de la culture ;
- la valorisation des boues par une culture respectueuse de l'environnement peut améliorer l'image que ces boues ont vis-à-vis du grand public.

Le taillis utilisé comme filtre végétal à l'aval d'une station d'épuration peut également être transformé en copeaux et incorporé aux boues d'épuration, permettant leur compostage par apport de matière organique. Le compostage améliore sensiblement la qualité à la fois nutritive et sanitaire des boues et diminue les impacts négatifs sur l'environnement (odeurs, pollution des sols, production d'aérosols). Les boues traitées de la sorte sont plus facilement tolérées par les agriculteurs. Les copeaux améliorent également la structure des boues, favorisant leur aération et leur tenue en tas.

Plusieurs études ont montré que l'utilisation des boues de stations d'épuration, comme fertilisants azotés dans les cultures de saule, revient au même, en ce qui concerne le rendement, que l'utilisation de fertilisants commerciaux. Ces études ont également montré que le lessivage des nutriments et des métaux lourds était non significatif et que le contenu en métaux lourds du sol

n'était presque pas affecté. L'application de boues de stations d'épuration permet également d'augmenter la teneur d'humus dans le sol. Des applications extrêmes de boues de station d'épuration (au alentour de 20 tonnes de matière sèche à l'hectare), peuvent cependant causer des lessivages de nitrate et une augmentation du contenu en Cadmium du sol. (Börjesson, 1999). Il est important d'avoir une application des éléments nutritifs contenus dans les boues qui ne dépasse pas la capacité épuratoire du saule pour éviter les risques de lessivage.

Une étude suédoise (Dimitriou, 2005), a étudié comment l'application de boues de station d'épuration mélangée à des cendres influence le bilan en métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) du sol. Ces TtCR étaient planté sur un sol à haut contenu en argiles. Les boues étaient desséchées, stabilisées et provenaient de stations d'épuration municipales, elles contenaient un peu d'azote (surtout sous forme organique), une quantité importante de phosphore et peu de potassium. Les cendres quant à elle, provenaient d'une centrale à la biomasse et contenaient du P et une quantité importante de K. Le mélange boues-cendres contenait donc du K et son épandage n'a pas excédé les 22-35 kg P ha⁻¹ an⁻¹. La durabilité de l'épandage du mélange boues-cendres a été évalué, en ce qui concerne les métaux lourds, dans le tableau 10. La 1^{ère} colonne donne la quantité de métaux lourds présents initialement dans le sol, les colonnes 2 et 3 donne l'augmentation du pourcentage en métaux lourds dans le sol en comparaison avec le contenu initial du sol et la colonne 4 et 5 donne le temps nécessaire pour que ce contenu double. « sl+ash » signifie boues+cendres.

Tableau 10 : augmentation de la teneur en métaux lourds du sol lors de l'épandage du mélange boues-cendres

	Total in 0–15 cm (kg ha ⁻¹)	Change in total metal amounts in soil after 25 years' application of 'sl+ash' (%)		Number of years to double the total amounts in soil after 'sl+ash'	
		no SRWC	with SRWC	no SRWC	with SRWC
		Cd	0.36	+8.3	-26
Cr	92.6	+0.81	<+0.81	+3068	>+3068
Cu	59.1	+12.8	+12.2	+195	+204
Ni	53.4	+0.85	+0.51	+2966	+4854
Pb	43.3	+0.92	<+0.92	+2706	>+2706
Zn	225	+5	+3	+501	+833

Source : Dimitriou, 2005

L'élément le plus problématique est le Cu, l'étude constate que le Cu augmente de 12,8 % en 25 ans et doublera après ~ 200 ans. Il peut également être remarqué que il n'y a pas de différence significative entre l'épandage de boues+cendres avec TtCR ou sans, sauf en ce qui concerne le Cd qui est exporté par le TtCR. Cependant, vu que le Cd est le métal lourd le plus mobile dans le sol et potentiellement le plus dangereux pour la santé de l'homme, c'est significatif.

En pratique, en Suède, 10 000 ha de TtCR sont fertilisés par des boues de station d'épuration, la législation suédoise prévoit un épandage max de 22-35 kg P ha⁻¹ an⁻¹, dépendant de la quantité de P initialement présent dans le sol (Dimitriou, 2005). Cependant cette limite serait sans doute plus élevée dans nos régions étant donné le climat plus favorable.

En conclusion, les risques principaux lors de l'épandage de boues sont l'augmentation de la teneur en métaux lourds du sol, excepté dans une certaine mesure pour le Cd qui est bien exporté et des risques de lessivage de nitrate ponctuel. Il est donc intéressant, de faire des analyses de métaux lourds :

- du sol avant épandage
- du sol après épandage
- des boues

La quantité de boues potentiellement épandables dépend également du contenu en NPK de ces boues. La détermination de la dose épandable doit suivre la méthodologie suivante :

- détermination de l'élément limitant (NPK, métaux lourds)
- détermination de la dose en fonction de la capacité épuratoire du système sol-plante ou/et de l'état initial du sol

2.3. Réhabilitation des centres d'enfouissement technique (CET)

L'implantation du TtCR sur la surface couvrante des décharges est une alternative pour la réhabilitation des CET. En effet, cette solution combine le traitement des lixiviats sur filtre végétal de TtCR avec la valorisation énergétique de la biomasse produite, et est un moyen d'intégration paysagère tout à fait satisfaisant du CET.

Il serait également intéressant de combiner l'utilisation du taillis avec la collecte des gaz de méthanisation des CET en vue de la production d'énergie. La vente de l'énergie produite permettrait de rentabiliser les CET réhabilités et contribuerait à la réduction des émissions de CO₂.

Lorsque la décharge est réhabilitée en espace vert, la plantation de TtCR peut participer à l'amélioration de son aspect paysager. Pour ce faire, on peut améliorer l'aspect visuel du site en multipliant les espèces implantées (peupliers, saules, aulnes, etc.) et diversifier les stades de croissance. On peut également semer des herbacées résistantes dans les aires de circulation dans la plantation. Une plantation de ce type favoriserait plus la biodiversité qu'une plantation monoclonale uniforme de TtCR.

Des essais ont été menés en Angleterre sur l'épuration des lixiviats par une variété de saule en culture hydroponique. Les résultats montrent que les lixiviats purs sont phytotoxiques en culture

hydroponique, mais pas en pleine terre (grâce à l'effet tampon du sol et à la dilution des polluants par les eaux de pluie). La concentration en azote est également significativement réduite via sa valorisation par le saule (Alker *et al.*, 1998).

2.4. Protection des zones de captages

Le TtCR est apte à jouer le rôle de zone tampon pour la protection des eaux. L'aspect pérenne de la culture procure un meilleur contrôle de l'occupation du sol, comparativement à la rotation annuelle des cultures conventionnelles. Les apports de fertilisants et/ou de produits phytos pour l'entretien de la culture sont faibles lors de l'implantation et après chaque récolte (éventuellement). Les passages avec des engins agricoles sont fortement limités (1 à 3 passages tous les trois ans) par rapport aux cultures annuelles, ce qui diminue les risques de pollution par les hydrocarbures (huiles, diesel). Le TtCR continue à prélever les nutriments dans le sol tard dans la saison, lorsque les autres cultures ont été récoltées, alors que le risque de lessivage des nitrates est toujours élevé.

Le TtCR peut être implanté comme zone tampon pour les sources diffuses ou ponctuelles de pollution. Il peut être implanté comme barrière de protection autour des sites où le risque de fuite occasionnelle d'une aire de stockage ou de manipulation de produits polluants existe. D'autre part, le TtCR peut être implanté sur les zones de protection rapprochée des captages d'eau afin d'intercepter les pollutions diffuses telles que flux superficiels de nutriments, de pesticides, de métaux lourds (eaux de ruissellement des chaussées par exemple), etc. La possibilité de valoriser financièrement une plantation de TtCR devrait encourager les compagnies des eaux à en installer sur les zones de protection des captages.

2.5. Réhabilitation des sites d'activité économiques désaffectés (SAED)

Le TtCR offre une opportunité fort intéressante pour la réhabilitation des SAED. La production d'énergie d'origine renouvelable sur ces sites créerait des emplois locaux (difficilement délocalisables) dans des régions souvent défavorisées. Les plantations de TtCR augmenteraient la biodiversité (Steer & Baker, 1997) et participeraient à la valorisation paysagère de ces sites. Cependant, l'extraction d'éléments grâce aux saules est relativement limitée, il s'agit dès lors plus d'une phyto-stabilisation que d'une phyto-extraction.

Les sites désaffectés sont probablement peu propices à la culture de TtCR à cause de la compaction importante du sol et du manque de fertilité des terres. Toutefois il est possible dans certains cas d'améliorer la structure du sol par décompaction et application de boues d'épuration ou de curage. La technique SALIMAT développée par M. De Vos (plantation de TtCR sur les bassins de décantation des boues de curage) présente un exemple réussi de ce type d'application (De Vos, 1994). Une expérience anglaise a montré que le peuplier et l'aulne cultivés sur des "gâteaux" de

boues en sites miniers réhabilités pouvaient atteindre des niveaux de rendement comparables à ceux obtenus en terres de culture "normales" (entre 6 et 10 t MS ha⁻¹ an⁻¹) (Steer & Baker, 1997). Il convient toutefois d'étudier les risques supplémentaires de contamination du sol et de l'eau par l'apport de boues contenant des métaux lourds.

3. Conclusions générales

En ce qui concerne l'utilisation du saule pour la seule production d'énergie, son impact environnemental est très favorable, notamment grâce à son bon bilan énergétique et CO₂, à sa capacité à limiter les risques de lessivage des nitrates et à sa couverture du sol pendant l'hiver. Il existe toutefois des risques (diminution de la biodiversité en prairie humide, impact négatif sur le paysage...) qui impliquent de définir des recommandations claires en ce qui concerne la conduite de la culture. De plus, on peut constater que dans le cas du projet WILWATER, l'utilisation en chaudière du bois de TtCR est la moins favorable pour la quantité de CO₂ économisé par rapport à d'autres méthodes de conversion (gazéification, cogénération et co-combustion) comparées à leurs équivalents fossiles.

Le saule utilisé comme filtre biologique et plus particulièrement pour l'épandage de boues de station d'épuration et d'eaux usées secondaires, a également un impact positif sur l'environnement si on compare cela avec les alternatives pour l'élimination de ces déchets comme l'épandage de boues sur les terres agricoles ou les traitements tertiaires conventionnels avec déversoir d'orage. D'une part pour l'irrigation des eaux usées, il permet d'abattre très sensiblement des éléments NPK présent dans l'eau, cependant il faut mener cette irrigation avec soin pour éviter les lessivages de nitrates. D'autre part, pour l'épandage des boues de station d'épuration, le saule permet de réduire la teneur en Cadmium de ces boues, mais il faut prendre garde à l'accumulation des autres métaux lourds dans le sol. De plus, ces deux applications du filtre biologique saule permettent d'apporter des fertilisants à moindre coût énergétique et CO₂ améliorant encore ainsi le bilan énergétique et CO₂.

Annexe : Expérimentation menée au Laboratoire ECOP G.C.

A. Profil de nitrates

Dans le cadre de plusieurs projets de recherche, la teneur en nitrates du sol a été mesurée dans plusieurs parcelles, à différentes périodes de l'année et sous des TtCR d'âges différents. Les objectifs de ces mesures étaient variés :

- mesurer la quantité d'azote minéral (analyse de l'azote nitrique ou des nitrates) encore présente en dessous de la culture du taillis, à différents moments;
- évaluer le profil de distribution de cet azote (3 analyses portaient sur une profondeur de 90 cm);
- comparer les résultats avec le cas d'une culture agricole adjacente ou celui d'un sol nu;
- évaluer l'influence de l'éloignement par rapport au taillis (des échantillons ont été pris à des distances variables par rapport au taillis).

Essai ferme expérimentale De Marbaix (LLN) (1997-98) :

Figure A.1 : Prise d'échantillons de sol à la ferme De Marbaix



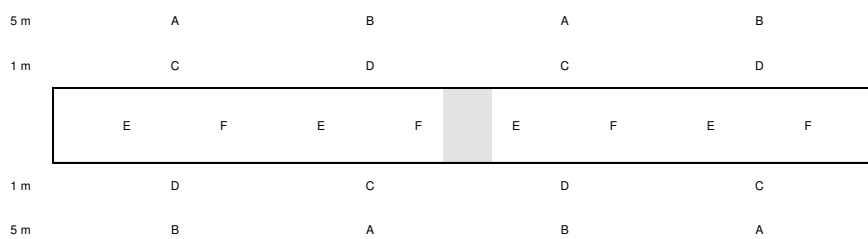
Source : Laboratoire ECOP G.C

Dans cette parcelle de la ferme expérimentale de l'UCL, une bande de TtCR de 6 m sur 180 m a été implantée en 1994. La parcelle n'a pas été recépée en fin de première année. Le TtCR était donc au stade S₄T₁ (âge de la souche : 4 ans, âge de la tige : 1 an) en 1997.

Les analyses de sol indiquent un pH compris entre 5,3 et 6,2 et un taux d'humus compris entre 2,2 et 2,7, ce qui est caractéristique pour une ancienne prairie permanente (jusque fin 1993). Une fertilisation azotée a été appliquée uniquement en 1995 à raison de $\pm 300 \text{ kg/ha}$ de $27.0.0$ (soit $\pm 80 \text{ N}$). De part et d'autre de cette plantation de TtCR, du maïs a été cultivé en 1996 et 1997, avec notamment une fertilisation de 100 unités d'azote en 1996.

Des analyses de nitrates dans le sol ont été effectuées en mars 1997, novembre 1997 et mars 1998. Le schéma de prise d'échantillon a été conçu de manière à ce que chaque analyse représente une zone définie. Le schéma ci-dessous (figure A.2) présente les lieux de prise d'échantillon en mars 1997.

Figure A.2 : Schéma d'échantillonnage (mars 1997)



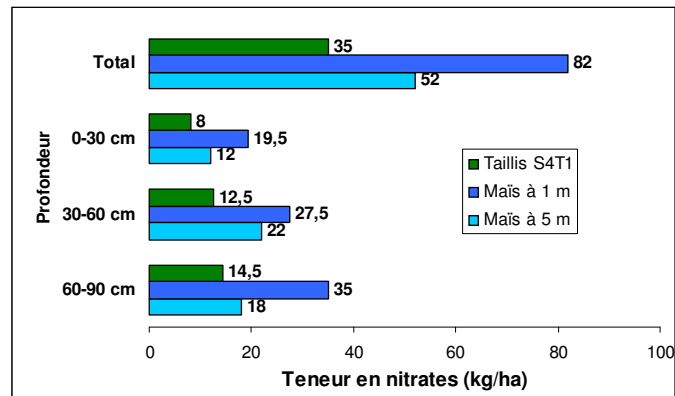
avec : - A et B : maïs à 5 m du taillis
 - C et D : maïs à 1 m du taillis
 - E et F : taillis

En novembre 1997, le principe fut le même, mais seul un côté du TtCR fut échantillonné. En effet, la culture de référence (le maïs) n'était implantée en 1997 que d'un seul côté de la plantation de TtCR. La plus grande distance d'échantillonnage est passée de 5 à 6 m. Le nombre d'échantillons total a été divisé par deux, mais le travail a été réalisé avec une machine plus puissante, montée sur tracteur, permettant un échantillonnage jusqu'à 1,5m de profondeur.

En mars 1998, seulement deux échantillons furent prélevés dans le TtCR et deux autres dans le champ de froment adjacent, à 17 m de distance du taillis.

Les différentes campagnes de mesures sont synthétisées dans les figures ci-dessous. Les valeurs sont exprimées en kg nitrates (NO_3^-) par hectare.

Figure A.3 : Teneur en azote minéral du sol, mesurée sous sol nu après maïs et sous TtCR
(mars 1997)

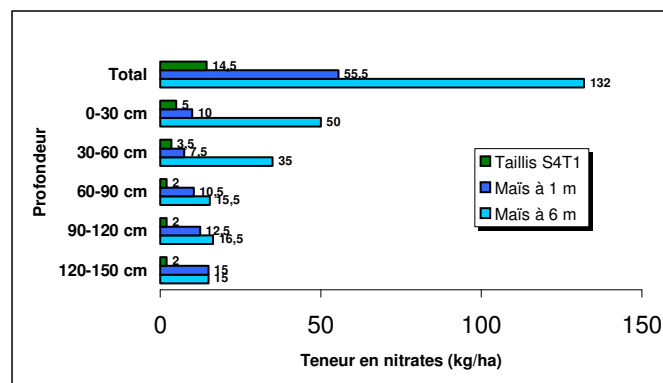


Source : Laboratoire ECOP G.C.

Les conclusions suivantes peuvent être tirées pour mars 1997 :

- Les profils azotés sous le maïs et le TtCR montrent une légère augmentation avec la profondeur, indiquant que le pic d'azote minéral est peut-être situé plus bas que 90cm.
- La quantité d'azote minéral sous le TtCR est deux fois moindre que sous le maïs.
- On aurait pu s'attendre à une quantité d'azote plus faible dans les échantillons pris à 1 m du taillis par rapport à ceux prélevés à 5 m. Or c'est l'inverse qui est observé (peut-être à cause d'une répartition irrégulière des engrais).

Figure A.4 : Teneur en azote minéral du sol, mesurée sous sol nu après maïs et sous TtCR
(novembre 1997)



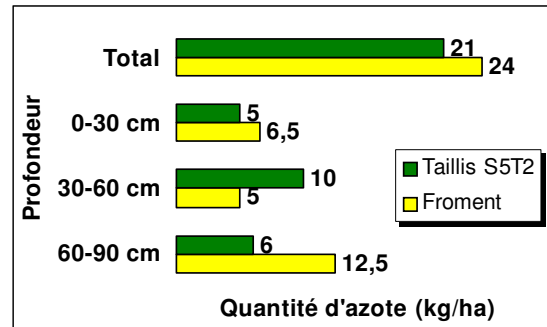
Source : Laboratoire ECOP G.C.

En novembre 1997, la situation a évolué fortement vers :

- une quantité d'azote plus importante à proximité de la surface du sol dans le cas du maïs, avec de plus une quantité totale relativement importante;
- une quantité d'azote négligeable sous le taillis (environ 10 fois moindre que pour le maïs);

- un effet de bordure nettement marqué, avec une augmentation très progressive de l'intérieur de la plantation de TtCR vers le maïs.

Figure A.5 : Teneur en azote minéral du sol, mesurée sous sol nu après froment d'hiver et sous TtCR (mars 1998)



Source : laboratoire ECOP G.C.

Des résultats de mars 1998, nous pouvons déduire que :

- la quantité d'azote sous le froment et le TtCR est similaire et relativement basse;
- la quantité d'azote sous le TtCR a augmenté par rapport au début de l'hiver. Cela est dû à une minéralisation importante, non compensée par les prélèvements par la culture. Le profil de distribution de cet azote n'indique pas une tendance au lessivage;
- la quantité sous le froment (planté après un maïs) a fortement diminué, indiquant un lessivage important, comme le montre la distribution de cet azote avec la profondeur (le froment n'a pas encore pu puiser beaucoup d'azote à ce moment-là de l'année). La différence sur 90 cm entre novembre et mars atteint 76,5 unités d'azote. Le système racinaire du froment permettra peut-être de limiter les dégâts au cours de la saison.

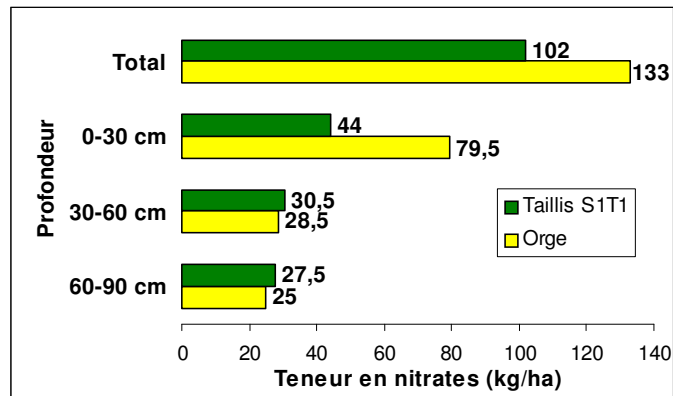
Essai CFE (1997-98) :

Un essai en bandes a été installé en 1997 dans le cadre d'un projet européen sur l'étude de l'effet des brise-vent. Des cultures agricoles traditionnelles se sont succédé entre ces bandes : orge brassicole en 1997, betterave en 1998. Aucune fertilisation ne fut apportée sur la bande de TtCR, tandis que 60 kg d'azote furent appliqués sur l'orge et 120 kg sur la betterave en deux fois, le 1 mai et le 2 juin.

Le sol a été échantillonné à la tarière en avril et décembre 1997, ainsi qu'en avril 1998. Chaque résultat correspond à la moyenne de minimum quatre trous, et les résultats provenant d'une même culture peuvent être considérés comme autant de répétitions, car les échantillons prélevés à la

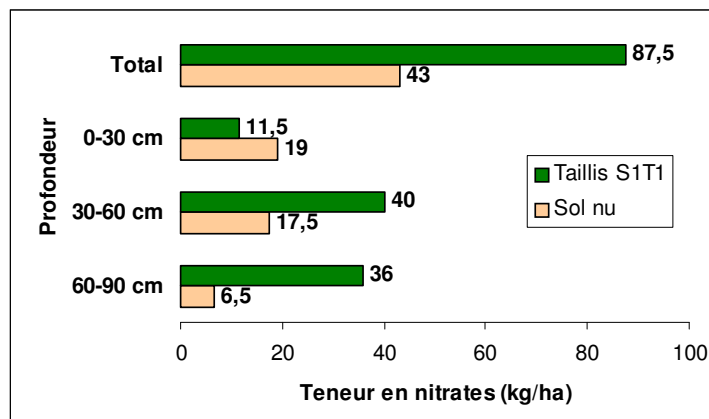
même distance de la haie ont été mélangés et homogénéisés (comme dans le cas de l'échantillonnage à la ferme expérimentale).

Figure A.6 : Teneur en azote minéral du sol, mesurée sous sol nu après orge brassicole et sous TtCR (avril 1997)



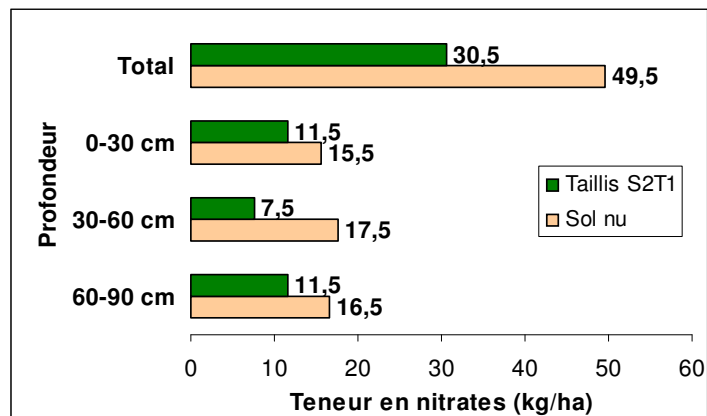
Source : Laboratoire ECOP G.C.

Figure A.7 : Teneur en azote minéral du sol, mesurée sous sol nu après orge brassicole et sous TtCR (décembre 1997)



Source : Laboratoire ECOP G.C.

Figure A.8 : Teneur en azote minéral du sol, mesurée sous sol nu après betterave et sous TtCR (décembre 1998)



Source : Laboratoire ECOP G.C.

En avril 1997, la quantité d'azote dans le profil était relativement importante. Les chiffres plus élevés sous l'orge peuvent s'expliquer par la fertilisation de 60 kg d'azote.ha⁻¹.

Fin 1997, on peut remarquer que l'orge a bien utilisé l'azote disponible et que la concentration dans le sol est acceptable à l'entrée de l'hiver. En avril 1998, la quantité d'azote était plus ou moins équivalente, mais avec un léger enrichissement dans la zone 60-90 cm par rapport à la zone de surface (probablement dû au lessivage).

En ce qui concerne le TtCR, la situation est moins favorable avec une légère diminution d'environ 20 kg d'azote en fin de première année, mais surtout une baisse assez forte jusqu'au printemps suivant. Il est probable que ces pertes soient dues au lessivage.

Essai Basse Mouturie (1998) :

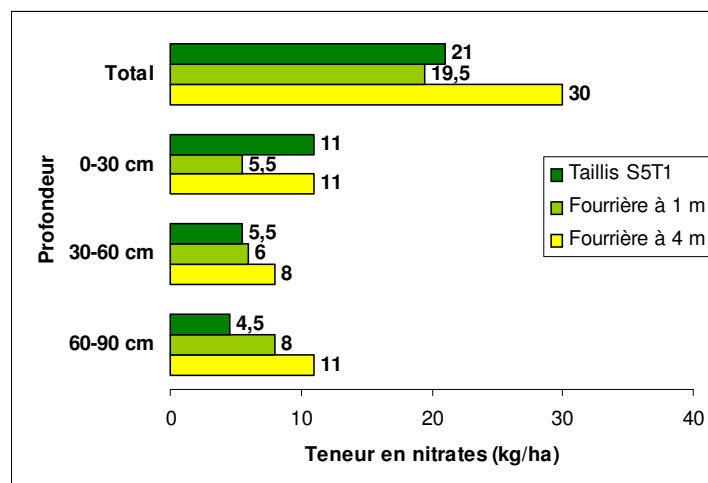
Un essai en blocs visant à tester 7 clones de saule et peuplier fut mis en place en 1994. La fertilisation a été appliquée comme suit :

- 1994 : rien
- 1995 : 80 unités N liquide (avec désherbant)
- 1996 : 300 kg/ha 12.6.18 et 150 kg/ha 27.0.0 (soit 76.5 N - 18 P₂O₅ - 54 K₂O)
- 1997 : rien
- 1998 : 200 kg/40 ares de 3-10-30 et 300 kg de nitrate du Chili 16% (soit 135 N - 50 P₂O₅ - 150 K₂O)

Des échantillons furent prélevés dans cette parcelle en avril 1998 (avant fertilisation), dans la culture au stade S₅T₁ et dans la fourrière à respectivement 1 m et 4 m par rapport au TtCR. Cette fourrière était constituée principalement de graminées apparues naturellement depuis la plantation du taillis.

Chaque mesure des figures suivantes correspond à la moyenne de 4 échantillons et, ici également, les résultats d'une même localisation relative par rapport au TtCR peuvent être considérés comme une répétition (voir plus haut).

Figure A.9 : Teneur en azote minéral du sol, mesurée sous TtCR et dans la fourrière (décembre 1998)



Source : Laboratoire ECOP G.C.

De façon générale, les profils d'azote sont pauvres sous le TtCR ainsi que sous la fourrière. Il est probable que l'effet de bordure joue jusque 4 m dans la fourrière, étant donné l'âge du taillis. Cette dernière conclusion est toutefois contradictoire avec les résultats obtenus à la ferme expérimentale.

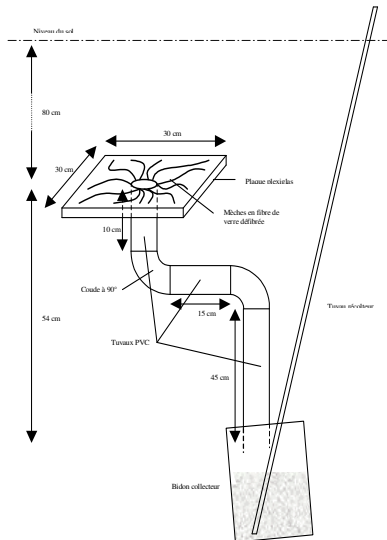
B. Echantillonnage de solutions de sol à (lysimètres)

Un suivi de la qualité des eaux de percolation sous une culture de TtCR a été réalisé dans le cadre du projet RECOVER. Les résultats ont été confrontés à ceux obtenus sous des cultures classiques (maïs et froment) (Brahy, Goor et *al.*, 1998).

Durant le mois de septembre 1997, à la ferme expérimentale de l'UCL à Louvain-la-Neuve (50,68°N 4,57°E), quatre lysimètres (capteurs à mèches, figure A.10) permettant de collecter les eaux de percolation ont été installés dans la haie brise-vent de TtCR (deux sous la plantation de TtCR et deux sous la culture avoisinante - dénommée simplement «culture» dans la suite du texte,

de façon à avoir des conditions similaires de sol et de climat). La culture était du maïs grain en 1997; la récolte a eu lieu le 20 octobre. Le froment cultivé en 1998 a reçu une fertilisation de 250 kg ha⁻¹ de 18-7-7 le 20 février.

Figure A.10 : Schéma de la plaque lysimétrique

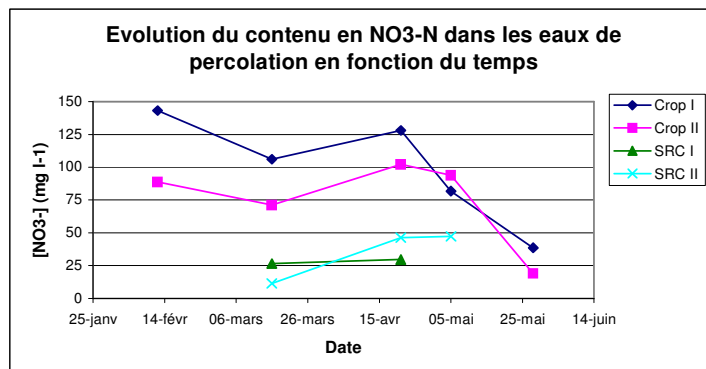


La plaque en Plexiglas qui collecte l'eau a été placée à une profondeur suffisante (80 cm) pour être située sous la majeure partie du système racinaire. Les premiers échantillonnages ont été réalisés en février 1998, après une période raisonnable d'établissement et de mise en équilibre du système. Des échantillons d'eau ont été collectés régulièrement, principalement après les épisodes pluvieux. Le contenu en NO₃-N de chaque échantillon a été analysé par colorimétrie.

Source : Laboratoire ECOP G.C.

L'évolution du contenu en NO₃-N dans les eaux de percolation en fonction du temps est présentée à la figure A.11 ci-dessous. Le champ a été visité entre décembre 1997 et août 1998, mais les dates pour lesquelles les lysimètres étaient vides ne sont pas reprises sur le graphique.

Figure A.11 : Evolution de la teneur en nitrates de l'eau des lysimètres



Crop I & II = sol "nu" après maïs (récolté le 20 octobre) jusqu'en avril (avant cette date, le froment n'est en effet pas encore suffisamment développé pour pomper les nitrates du sol). SRC I & II = Taillis à très courte rotation.

Nous pouvons tirer les conclusions suivantes de ce graphe :

- L'évolution des courbes de la figure A.11 est cohérente aussi bien pour les deux lysimètres situés dans la culture que pour ceux situés dans le TtCR. Globalement, le contenu en $\text{NO}_3\text{-N}$ dans les eaux de percolation est 2 à 4 fois plus faible sous la plantation de TtCR. De plus, seul le TtCR permet de maintenir la concentration en $\text{NO}_3\text{-N}$ sous le seuil classiquement retenu de 50 mg l^{-1} (pour l'eau de distribution);
- Alors que les deux collecteurs sous la culture contenaient de l'eau à chaque date d'échantillonnage (avant début août 1998, après quoi tous les réservoirs sont restés vides), un petit échantillon d'eau seulement a pu être collecté sous la plantation de TtCR après le redémarrage de la végétation au printemps (début mai). De plus, cette eau a été collectée dans la partie la plus basse du champ. Ceci peut être expliqué par le haut niveau de transpiration du TtCR : 500 mm en moyenne de mai à octobre (Hall et *al.*, 1996), qui limite les risques de percolation sous la zone racinaire. On peut supposer qu'une partie au moins du $\text{NO}_3\text{-N}$, très soluble dans l'eau, est transportée avec le flux transpiratoire et est soit directement utilisée pour la production de biomasse, soit stockée dans la plante. Les nitrates peuvent aussi être stockés dans les couches supérieures du sol, mais cela n'est pas confirmé par les analyses du profil des nitrates dans le sol. L'absence d'eau au mois de février est par contre plus difficile à expliquer. Elle est peut-être due au fait que les racines ne stoppent pas complètement leurs mécanismes physiologiques durant la période hivernale; ou alors la structure du sol plus compacte sous le TtCR a ralenti l'amorçage des lysimètres.

Bibliographie

- **Alker G., Riddell-Black D. et al.**, 1998, "Nitrogen removal from a nutrient rich wastewater by salix grown in a soil less system", dans : Biomass for Energy and Industry, 10th European conference and technology exhibition, 8-11 June, Würzburg, CARMEN, Allemagne
- **Biewinga E.E., van der Bijl G.**, 1996, "Sustainability of energy crops in Europe: a methodology developed and applied", Centre for Agriculture and Environment, CLM 234-1996, Utrecht, Pays-Bas
- **Börjesson P.**, 1999, "Environmental effects of the energy crop cultivation in Sweden – I: Identification and quantification". Dans Biomass and Bioenergy, Vol. 16, pp. 137-154
- **Brahy V., Goor F., Henao-Toro M.-C., Ledent J.-F., Delvaux B.**, 1998, "Assessing nitrate percolation in various soil-crop-climate systems using capillary-wicks samplers", note de recherche (à publier), Faculté des Sciences Agronomiques, Université Catholique de Louvain, Belgique.
- **CFE**, 1998, "Evaluation of combined food and energy systems for more efficient land use and environmentally benign sustainable production", Projet européen FAIR3 CT96 1449, consolidated progress report, période du 1/02/98 au 31/07/98, Université Catholique de Louvain, Faculté des Sciences Agronomiques, laboratoire ECAV, Belgique
- **Cuingnet C.**, 2005, "Traitement naturel des effluents chez Mr Ronckier, agriculteur, éleveur et producteur fromager à KILLEM (59)", Bionis Environnement, Lille, France (www.bionis-environnement.com)
- **Dawson M.** "Chapter 5: The impact of Short Rotation Coppice on the environment, including the potential and limitations of biomass as a bioremediation system for municipal and farm waste materials, and the impact on water and landscape interests". DARD, Science Service (www.dardni.gov.uk/file/con05026j.pdf)
- **Demarets X., Marcoen J.-M., Agneessens R., Biston R., Limbourg P.**, 1995, "Flux de nitrates dans une zone à nappes superficielles en Wallonie (Belgique)", Cahiers Agricultures 4, France, p. 430-433.
- **De Vos B.**, 1994, "Using de SALIMAT technique to establish a willow vegetation cover on wet substrates. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges", Ed. Aronsson & Perttu. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Suède
- **Dimitriou I.**, 2005, "performance and sustainability of short-rotation energy crops treated with municipal industrial residues", Faculty of natural resources and agricultural sciences, department of short rotation forestry, Uppsala (Suède)
- **Dubuisson X., Sintzoff I.**, 1997, "Energy and CO2 balance in different power generation routes using wood fuel from short rotation coppice", rapport final projet Altener, Université Catholique de Louvain, Faculté des Sciences Agronomiques, laboratoire ECAV, Belgique
- **Dufey I.**, 1999, "impact environnemental global de la filière de production d'électricité à partir de taillis de saule à très courte rotation" Université Catholique de Louvain, Faculté des Sciences Agronomiques, laboratoire ECAV, Belgique



- **Foster C.**, 1996, "Biodiversity and landscape", dans : Environmental aspects of biomass production and routes for European energy supply, CEE concerted action AIR3-94-2455, proceedings conference CLM 4-5/11/96, Pays-Bas
- **Hall R.L. et al.**, 1996, "Hydrological effect of short rotation coppice", ETSU B/W5/00275/REP, ETSU, Angleterre
- **Hamerlink A.**, 1996, "Soil nitrate and water dynamics in Sesbanian fallows, weed fallows and maize", Sol Science, Soc.Am.J. 60, p. 568-574
- **Hasselgren K.**, 1998, "Use of municipal wastewater in short rotation energy forestry – full scale application", dans : Biomass for Energy and Industry, 10th European conference and technology exhibition, 8-11 June, Würzburg, CARMEN, Allemagne
- **Heller C.M., Keoleian G.A., Volk A.T.**, 2003, "Life cycle assessment of a willow bioenergy cropping system", Biomass and Bioenergy, Vol. 25, pp. 147-165
- **IPCC**, 2001, "Third Assessment Report", **U.S. Energy Information Administration (EIA)**, décembre 2004, "Emissions of Greenhouse Gases in the United States 2003", page 12, vu sur le web : <http://www.eia.doe.gov/oiaf/1605/ggrpt/index.html>
- **Jossart J-M** , 2002, "projet Biomepur: épuration biologique tertiaire d'eaux usées sur filtre végétal de taillis à très courte rotation", en collaboration avec l'INASEP, financé par la Région Wallonne – DGRNE, Université Catholique de Louvain, Faculté des Sciences Agronomiques, laboratoire ECAV, Belgique
- **Jossart J-M, Goor F., Nérinckx X., Ledent J-F**, 1999, "Le Taillis à très Courte Rotation, alternative agricole (seconde édition)". Université Catholique de Louvain, Faculté des Sciences Agronomiques, laboratoire ECAV, Belgique
- **Jossart, J-M., Squilbin O.**, 1998, "Projet Bioguide", rapport final, Université Catholique de Louvain, Faculté des Sciences Agronomiques, laboratoire ECAV, Belgique
- **Laboratoire ECOP G.C.**, (nouvellement laboratoire ECAV) Faculté d'agronomie, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique
- **Larsson S.** ,nov 2005, "Communication personnelle". Société Agrobränsle, Suède (www.Agrobränsle.se)
- **Leroux S.A.**, 1998, "protéger l'environnement et maîtriser le process de fabrication", journée technique d'information du 28 octobre 1998, Leroux, France
- **Le Souder C., Taureau J.C.**, 1997, "Forme d'engrais azotés sur blé tendre d'hiver, des différences à prendre en compte", dans : Perspectives agricoles n°221, février 1997, France, p. 63-66.
- **Réal B., Patty O.L., Masson E.**, 1997, "Bandes enherbées, un frein au ruissellement des produits phyto !", dans : Perspectives agricoles n°221, février 1997, France, p. 40-43.



- **Reinhardt A., Patyk A. and al.**, 1996, "Energy budget and emissions into the air", dans : Environmental aspects of biomass production and routes for European energy supply, CEE concerted action AIR3-94-2455, proceedings conference CLM 4-5/11/96, Pays-Bas
- **Sage R.**, 1997, "Invertebrates in the canopy of willow and poplar short rotation coppices", dans: Biomass and Energy crops, aspects of applied biologist 49, Association of Applied Biologist, Angleterre, p. 105-111.
- **Scottish Agriculture College (SAC)** – United Kingdom, vu sur le web en novembre 2005 : www1.sac.ac.uk/envsci/External/WillowPower/Envirmnt.htm
- **Steer P., Baker R.M.**, 1997, "Colliery spoil, sewage and biomass – potential for renewable energy from wastes", dans : Proceedings from the AAB conference ‘Biomass and energy crops’. AAB, Warwick, Angleterre
- **Verwijst T., Makeskin F.**, 1996, "Chemical soil and water issues (emissions, eutrofication and contamination trough minerals and pesticides", dans : Environmental aspects of biomass production and routes for European energy supply, CEE concerted action AIR3-94-2455, proceedings conference CLM 4-5/11/96, Pays-Bas
- **Zeijsts H., Reinhardt A., Schroll H.**, 1996, "Overall methodologies to assess environmental effects of biomass production and routes", dans : Environmental aspects of biomass production and routes for European energy supply, CEE concerted action AIR3-94-2455, proceedings conference CLM 4-5/11/96, Pays-Bas