

Projet TSAR

TECHNIQUES SYLVICOLES ET AGRICOLES REMEDIANTES

Traitement et valorisation des effluents en circuit
court par la production de biomasse

Synthèse sur l'état de l'Art

COORDINATEUR

Guillaume Bodineau (INRA Orléans)

AUTEURS

Céline Gerstch (INRA Orléans)

Joël Moulin (CDA Indre)

Cyril Dufloux (CDA Cher)

Bernadette Vallée (CDA Loiret)

Jean Louis Chopineau (CDA Indre et Loire)

Benjamin Culan (CDA Indre)

Hubert Désiré (CDA Loir et Cher)

Hervé Nedelec (CDA Loiret)

Décembre 2011

CONTACTS

Guillaume BODINEAU et Céline GERSTCH

INRA Orléans
UEGBFOR Génétique et Biomasse Forestières Orléans
2163 avenue de la Pomme de Pin
45075 Ardon

Bernadette VALLEE

Chambre d'Agriculture du Loiret
GEDEF Loiret Sologne
13 avenue des Droits de l'Homme
45921 ORLEANS Cedex 9

Joël MOULIN et Benjamin CULAN

Chambre d'Agriculture de l'Indre
Maison de l'Agriculture
24 rue des Ingrains
36022 Châteauroux Cédex

Cyril DUFLOUX

Chambre d'Agriculture du Cher
2701, route d'Orléans
BP 10
18230 SAINT DOULCHARD

Hervé NEDELEC

Chambre d'Agriculture du Loiret
13 avenue des Droits de l'Homme
45921 ORLÉANS Cedex 9

Jean Louis CHOPINEAU

Chambre d'Agriculture de l'Indre et Loire
CETEF de Touraine Centre d'Etudes Techniques Forestières
38 rue Augustin Fresnel
BP 138
37171 CHAMBRAY LES TOURS CEDEX

Hubert DESIRE

Chambre d'Agriculture du Loir et Cher
11-13-15 rue Louis Joseph Philippe
41018 BLOIS

RELECTEURS

Sabine HOUOT

INRA Grignon
Unité Mixte de Recherche Environnement et Grandes Cultures
Equipe Sol
78850 Thiverval-Grignon

Jean-Charles BASTIEN

INRA Orléans
Unité de Recherche Amélioration, Génétique et Physiologie Forestières
2163 avenue de la Pomme de Pin
45075 Ardon

Nicolas MARRON

INRA Nancy
Unité Mixte de Recherches Ecologie et Ecophysiologie Forestières
54280 Champenoux

Vincent SEGURA

INRA Orléans
Unité de Recherche Amélioration, Génétique et Physiologie Forestières
2163 avenue de la Pomme de Pin
45075 Ardon

Financeurs

Fonds Européen de Développement Régional
(FEDER)



Projet cofinancé par l'Union européenne.
L'Europe s'engage en région Centre
avec le fonds européen de développement régional.

Région Centre



Partenaires

Chambre Régionale d'Agriculture du Centre



Institut National de la Recherche Agronomique



TABLE DES MATIERES

<u>LISTE DES FIGURES.....</u>	<u>1</u>
--------------------------------------	-----------------

<u>LISTE DES TABLEAUX</u>	<u>3</u>
--	-----------------

<u>INTRODUCTION.....</u>	<u>7</u>
---------------------------------	-----------------

<u>1 ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES CULTURES A COURTE ROTATION POUVANT CONTRIBUER AUX OBJECTIFS CONJOINTS DE PRODUCTION DE BIOMASSE ET DE VALORISATION D'EFFLUENTS ET/OU REMEDIATION A D'EVENTUELS CONTAMINANTS.....</u>	<u>11</u>
---	------------------

1.1 TAILLIS A COURTE ROTATION (TCR) ET TAILLIS A TRES COURTE ROTATION (TTCR)	12
---	-----------

1.1.1 DEFINITIONS	12
-------------------------	----

1.1.1.1 Biomasse	12
------------------------	----

1.1.1.2 Taillis à courtes rotations (TCR).....	12
--	----

1.1.1.3 Taillis à très courtes rotations (TTCR).....	12
--	----

1.1.2 PRINCIPALES ESPECES UTILISEES EN TCR ET TTCR.....	13
---	----

1.1.2.1 Les salicacées.....	13
-----------------------------	----

a) Le genre <i>Salix</i>	13
--------------------------------	----

b) Le genre <i>Populus</i>	14
----------------------------------	----

1.1.2.2 Espèces fixatrices d'azote.....	16
---	----

a) Le genre <i>Alnus</i>	16
--------------------------------	----

b) <i>Robinia pseudoacacia</i>	16
--------------------------------------	----

1.1.2.3 Autres espèces	17
------------------------------	----

a) Le genre <i>Eucalyptus</i>	17
-------------------------------------	----

1.1.3 CHOIX DE L'ITINERAIRE TECHNIQUE	18
---	----

1.1.3.1 Productivité des TCR et TTCR	18
--	----

1.1.3.2 Choix du site et caractérisation.....	24
---	----

1.1.3.3 Choix du matériel végétal.....	25
--	----

a) Genre / espèce	25
-------------------------	----

b) Clone	26
----------------	----

1.1.3.4	Conception de la plantation	26
1.1.3.5	Densité de plantation	27
1.1.3.6	Durée du cycle de rotation.....	28
1.1.3.7	Préparation du site	28
1.1.3.8	Plantation	29
1.1.3.9	Soins culturaux	29
a)	Désherbage	29
b)	Fertilisation	30
c)	Contrôle des ravageurs et maladies.....	30
1.1.3.10	Récolte , stockage et séchage	31
1.2	PHYTOEPURATION / PHYTOREMEDIATION	33
1.2.1	DEFINITION.....	33
1.2.2	CARACTERISTIQUES DU SYSTEME TCR TTCR INTERESSANTES POUR LA PHYTOREMEDIATION	34
1.2.2.1	Tolérance aux conditions du site.....	35
1.2.2.2	Utilisation de l'eau	36
a)	Bilan hydrique	36
b)	Transpiration et évapotranspiration d'un TCR/TTCR.....	37
c)	Conclusion	44
1.2.2.3	Utilisation des éléments minéraux.....	50
a)	Cycle des nutriments.....	50
b)	Pertes de nutriments du système	52
c)	Apports de nutriments au système	59
1.2.2.4	Extraction et dégradation de contaminants	62
a)	ETM	63
b)	Composés traces organiques	80
c)	Autres contaminants : les microorganismes pathogènes	83
1.3	ASPECTS ECONOMIQUES	86
1.3.1	TCR ET TTCR.....	86
1.3.2	SYSTEMES DE PHYTOREMEDIATION.....	92
1.3.2.1	Eaux usées municipales.....	92
1.3.2.2	Boues d'épuration	94

1.3.2.3	Cendres.....	95
1.3.2.4	Conclusion	95
1.4	CONCLUSION SUR LA PRODUCTION DE BIOMASSE ET LA VALORISATION D'EFFLUENTS	96
2	<u>SYNTHESE SUR LA REGLEMENTATION ENCADRANT LES EPANDAGES D'EFFLUENTS</u>	<u>101</u>
2.1	DEFINITIONS	102
2.1.1	EPANDAGES	102
2.1.2	EFFLUENTS.....	102
2.1.3	DECHETS	102
2.1.3.1	Déchets organiques.....	102
2.1.4	PRODUITS.....	103
2.1.4.1	Les matières fertilisantes (MF).....	103
a)	Amendements organiques	103
b)	Engrais.....	103
c)	Amendements calcique ou magnésien	103
2.1.4.2	Les Supports de culture (SC).....	103
2.2	REGLEMENTATION.....	104
2.2.1	LE TYPE D'EFFLUENT EPANDU	104
2.2.1.1	Cas général : l'homologation ou Autorisation Provisoire de vente (APV).	105
2.2.1.2	Cas particulier : produit pouvant être mis sur le marché sans homologation ou APV	105
a)	Produits répondant à une norme rendue d'application obligatoire.....	105
b)	Produits conformes au règlement (CE) 2003/2003 relatif aux engrais minéraux «ENGRAIS CE»	105
c)	Effluents produits par des installations classés pour l'environnement (ICPE)	106
d)	Effluents et déjections animales soumis à un plan d'épandage	106
2.2.2	LE STATUT DE LA PARCELLE	109
2.2.2.1	Parcelle agricole	109
2.2.2.2	Parcelle forestière	110
3	<u>ÉVALUATION DES SURFACES DE TERRAINS ADAPTES AUX CULTURES DE TCR ET TCCR ET CELLES QUI SONT ACTUELLEMENT DISPONIBLES EN REGION CENTRE</u>	<u>111</u>

3.1	QUANTIFICATION DE LA SURFACE AGRICOLE DISPONIBLE ET CARTOGRAPHIE	113
3.1.1	OBJECTIF :	113
3.1.2	METHODE :.....	113
3.1.3	DONNEES UTILISEES :.....	114
3.1.4	LES RESULTATS :.....	115
3.1.5	LIMITES LIEES A L'EXPLOITATION DES DONNEES :.....	117
3.1.6	CONCLUSION.....	117
3.2	SURFACES AGRICOLES ADAPTEES AUX TTCR ET TCR DE TROIS GROUPES D'ESSENCES	118
3.2.1	OBJECTIF	118
3.2.2	LES ESSENCES	118
3.2.2.1	Le saule.....	118
3.2.2.2	Les peupliers.....	118
3.2.2.3	Le robinier faux-acacia	119
3.2.3	LES CARACTERISTIQUES PEDOLOGIQUES	120
3.2.3.1	Texture du premier horizon (cf triangle Jamagne).....	120
3.2.3.2	Hydromorphie (cf Indice Jamagne)	120
3.2.3.3	Niveau trophique.....	121
3.2.3.4	Profondeur du sol prospectable.....	121
3.2.3.5	RU potentielle sur 100 cm (cf méthode Jamagne).....	122
3.2.3.6	Disponibilité CaCO3 (cf type matériaux géologiques)	123
3.2.4	LA METHODE D'EVALUATION DES PREFERENCES STATIONNELLES.....	124
3.2.4.1	Références.....	124
3.2.4.2	Le système de notation	124
3.2.5	LE TRAITEMENT DES DONNEES (DEPARTEMENTS 18, 36, 37 ET 41 EN PARTIE).....	127
3.2.6	LES RESULTATS CHIFFRES POUR LE 18, 36, 37 ET 41	127
3.2.6.1	Pour le saule	128
3.2.6.2	Pour le robinier.....	129
3.2.6.3	Les peupliers.....	130
3.2.7	CONCLUSIONS POUR LES TROIS ESSENCES DANS LA ZONE ETUDIEE.....	133
3.2.8	METHODOLOGIE POUR LE LOIRET : TRADUCTION SUDER - DONESOL.....	134
3.2.8.1	Profils et horizons :.....	134

3.2.8.2	Unités Typologiques de Sol et strates	134
3.2.8.3	Unités Cartographiques de Sol.....	135
3.2.8.4	Relation entre objets et lien avec la base de données géographique	135
3.2.9	OBTENTION DES RESULTATS POUR LE DEPARTEMENT DU LOIRET.....	138
3.2.9.1	Résultats surfaciques des UTS par UCS pour chacune des régions naturelles :.....	139
3.2.9.2	Résultats des potentialités pédologiques pour le saule :.....	140
3.2.9.3	Résultats des potentialités pédologiques pour le robinier :	141
3.2.9.4	Résultats des potentialités pédologiques pour les peupliers :	141
3.2.10	CONCLUSIONS POUR LE LOIRET :.....	143
3.2.11	LIMITES DE L'ETUDE POUR LE LOIRET	144
3.2.12	LES LIMITES DE L'ETUDE DES SURFACES AGRICOLES ADAPTEES AUX TTCR ET TCR DE SAULE, ROBINIER ET TROIS GROUPES DE PEUPLIERS.....	144
3.3	SYNTHESE ET CONCLUSIONS	145
4	<u>EVALUATION DES DONNEES DISPONIBLES ET MANQUANTES</u>	<u>147</u>
4.1	OBJECTIF 1 : PRODUCTION	148
4.2	OBJECTIF 2 : EPURATION.....	149
4.3	COUPLAGE ENTRE PRODUCTION ET PHYTOEPURATION	151
	<u>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</u>	<u>153</u>
	<u>ANNEXES.....</u>	<u>167</u>

LISTE DES FIGURES

<i>Figure 1 Hybridation des espèces du genre Salix, sous genre Vetrix.....</i>	14
<i>Figure 2 Hybridation des espèces du genre Populus (Vermerris, 2008)</i>	15
<i>Figure 3 Cartographie de la contrainte climatique pour l'eucalyptus (FCBA, 2010)</i>	18
<i>Figure 4 Répartition des données de rendements disponibles dans la bibliographie pour les TTCR et les TCR. Point bleu = min et max, Trait noir = décile 1 et 9 = 80% des valeurs, Boite Q1 et Q3 = 50% des valeurs. L'âge des tiges est donné entre parenthèses</i>	22
<i>Figure 5 : Nombre de valeurs de rendement de TTCR et TCR et nombre d'articles citant des valeurs de rendement disponibles dans la bibliographie.....</i>	22
<i>Figure 6 Distribution des variations de l'accroissement annuel moyen entre la première et la deuxième rotation d'une série d'essais. Données tirées de la bibliographie par Mitchell et al. (1999).....</i>	23
<i>Figure 7 : Influence de la texture du sol et des conditions de drainage sur la qualité du site (très bon – mauvais) pour le peuplier. (Stanturf et al., 2001).....</i>	25
<i>Figure 8 : Bilan hydrique (INRA and Nancy-Université).....</i>	37
<i>Figure 9 : Taux d'ETP de peupliers (P) et de saules (S) en TCR et TTCR dans différents pays. (Dimitriou et al., 2009)</i>	38
<i>Figure 10 : Corrélation entre les précipitations annuelles et l'évapotranspiration , (Busch, 2009).....</i>	40
<i>Figure 11 : Effet théorique de la hauteur et de la largeur d'une plantation sur le coefficient cultural (Stephens et al. (2001) adapté de Allen et al. (1998)).....</i>	44
<i>Figure 12 : Relation entre l'évapotranspiration et la durée d'action foliaire (LAD) pour des plantes stressées et non stressées, (Martin and Stephens, 2006b)</i>	46
<i>Figure 13 : Biomasse totale par plante sur l'évapotranspiration cumulée de la plante, sur la même période de temps pour différents traitement de sol et de stress hydrique, (Martin and Stephens, 2006b).</i>	46
<i>Figure 14 : Relation entre matière sèche des tiges accumulée durant la saison de croissance et durée d'action foliaire pour les plantes en condition de stress hydrique (ligne pointillée) ou non (ligne pleine), (Martin and Stephens, 2006a).....</i>	47
<i>Figure 15 : Efficience d'utilisation des effluents pour la production de biomasse ligneuse et la régression linéaire correspondante. Données moyennes pour Salix, Populus, et Eucalyptus (Sugiura et al., 2008).</i>	50
<i>Figure 16 : Teneurs en éléments nutritifs (kg/ha), concentrations (mg/g MS) et flux (kg/ha/an) pour P. trichocarpa × P. deltoides clone « Beaupré ». Sauf indication contraire, le contenu et les concentrations sont pour Novembre / Décembre après la quatrième saison de croissance. Les flux sont des valeurs moyennes annuelles pour les quatre années précédentes en pleine croissance (Kauter et al., 2003).</i>	51
<i>Figure 17 : Distribution en profondeur des racines de Salix sp. sur 3 types de sites (Persson, 1995).....</i>	58

<i>Figure 18 : « Boîte à moustaches » de la répartition des valeurs de concentration (et nombre de valeur) en ETM dans les tiges de Salix spp.</i>	<i>70</i>
<i>Figure 19 : « Boîte à moustaches » de la répartition des valeurs de concentration (et nombre de valeur) en ETM dans les tiges de Populus spp.</i>	<i>71</i>
<i>Figure 20 : Répartition du nombre d'articles étudiés dans cette synthèse présentant des données de concentration d'ETM et nombre de valeurs pour les espèces des genres Sali et Populus et l'espèce R. pseudoacacia.</i>	<i>72</i>
<i>Figure 21 : Concentration en Zn et Cd dans les tiges de 9 clones de Populus spp. (Castiglione et al., 2009).</i>	<i>73</i>
<i>Figure 22 : (a et b) Exportations de Cd (g/ha/an) et Zn (kg/ha/an) à la récolte de 14 clones de Populus plantés sur un site contaminé. (PHYTOPOP, 2010)</i>	<i>74</i>
<i>Figure 23 : « Boîte à moustaches » de la répartition des données de concentration en Zn dans les tiges de Salix spp. (71 valeurs) et Populus spp. (35 valeurs) et du pH des essais correspondant trouvées dans la littérature. ...</i>	<i>77</i>
<i>Figure 24: Répartition des coûts en fonction de la surface récoltée (ha) de 2 systèmes de récolte (AILE).....</i>	<i>87</i>
<i>Figure 25 : Procédures de retour au sol des matières organiques. Source Chauvin (2003) modifiée de Plumail et al. (2001).</i>	<i>108</i>
<i>Figure 26 : Schéma des différents éléments observés et analysés lors de la réalisation d'un inventaire des sol.</i>	<i>134</i>
<i>Figure 27 : Carte des Petites Régions Naturelles du Loiret (RRP 2008)</i>	<i>139</i>

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau 1 Caractéristiques agronomiques de Populus en TCR/TTCR. (Kauter et al., 2003). Valeurs relatives de 0 (bas) à ++++ (très élevé).</i>	16
<i>Tableau 2 Répartition des valeurs de rendements trouvées dans la littérature pour les genres Populus, Robinia, Salix, Alnus et Eucalyptus.</i>	19
<i>Tableau 3 Nombre de « géotypes » (espèce, hybride ou variété ou clone) pour chaque genre dont les données de rendement ont été compilées dans cette synthèse.</i>	19
<i>Tableau 4 Rendements TTCR</i>	20
<i>Tableau 5 : Efficience d'utilisation de l'eau de Salix sp., Populus sp. et Eucalyptus sp. irrigués. (g de MS / kg d'eau transpirée). (Sugiura et al., 2009)</i>	48
<i>Tableau 6 : Valeurs indicatives Efficience d'utilisation de l'eau de certaines cultures agricoles et arbres forestiers couramment utilisés en TCR /TTCR (Paranychianakis et al., 2006)</i>	49
<i>Tableau 7 : Besoins en éléments nutritifs de différents cultivars de peupliers et d'autres espèces d'arbres (Stanturf et al., 2001).</i>	52
<i>Tableau 8 : Exportations à la récolte d'un TTCR de saule en fonction du rendement (AILE, 2007).</i>	53
<i>Tableau 9 : Rendement et efficience d'utilisation de l'azote de P. trichocarpa, 2 clones de P. trichocarpa x P. deltoides et le clone « Robusta » (Heilman and Stettler, 1986) cité par (Kauter et al., 2003).</i>	53
<i>Tableau 10 : Production de biomasse ligneuse de 3 géotypes de Populus et concentration et quantité d'azote dans les feuilles au moment de la sénescence (Heilman and Norby, 1998).</i>	54
<i>Tableau 11 : Quantités d'azote dans les organes des plants de S. viminalis, cultivés avec un niveau de disponibilité en azote supérieur (+ N) ou inférieur (-N). Les mesures ont été réalisées durant les phases de croissance active (I), arrêt d'allongement des pousses (II), sénescence des feuilles (III), débournement (IV), et pousse printanière (V). (Bollmark et al., 1999).</i>	55
<i>Tableau 12 : Concentrations moyennes en nutriments dans différents organes de Salix schwerinii (Cao et al., 2011). Les valeurs entre parenthèse sont les écart-types</i>	55
<i>Tableau 13 : Répartition de la biomasse aérienne et souterraine de 3 espèces d'Eucalyptus , et pourcentage de chaque organe dans la biomasse totale et la biomasse aérienne. Modifié de Bernardo et al. (1998).</i>	56
<i>Tableau 14 : Fourchettes de variation de la teneur en ETM (en g/t de matière sèche) dans les fumiers bovins et les lisiers de porcs. Synthèse des sources ADEME, BNAME, UNIFA, ATV, ITCF, ACTA, MAP. (ADEME, 2000).</i>	64
<i>Tableau 15 : Teneurs moyennes en minéraux et ETM des déchets d'origine agricole au Royaume-Uni. Moyenne des analyses sur la période 1960 à 1985 (Petersen 1996) cité par Gendebien et al. (2001)</i>	64
<i>Tableau 16 : Composition des boues d'épuration françaises (ADEME, 2000)</i>	65

<i>Tableau 17 : Calcul de flux moyens d'ETM pour l'épandage de 2 tonnes de MS de boue par hectare. (ADEME, 2000).</i>	66
<i>Tableau 18 : Quantité et origine des déchets épandus et compostés en France. (INSEE, 2006)</i>	67
<i>Tableau 19 : Teneur en ETM de différents effluents d'origines industrielles au Royaume Uni. (d'après Gendebien et al. (2001))</i>	67
<i>Tableau 20 : Nombre d'articles traitant des ETM et de la phytoremédiation trouvés sur la base de données « Web of Knowledge » le 15/12/2011</i>	72
<i>Tableau 21 : Teneurs en métaux dans les feuilles et les tiges de plusieurs espèces prélevées sur un site non pollué (mg kg MS⁻¹). Les concentrations sont mesurées par spectrométrie optique (ICP-AES) et sont exprimées par les moyennes de 5 répliques pour chaque espèce. (Migeon, 2009)</i>	74
<i>Tableau 22: Facteurs de bioconcentration des espèces ligneuses collectées sur 3 sites différents de Métaeurop (BCF: concentration dans les feuilles/ concentration dans le sol).</i>	75
<i>Tableau 23 : Principaux facteurs liés au sol contrôlant le transfert des ETM du sol vers le végétal (Migeon, 2009)</i>	76
<i>Tableau 24 : Interactions positives et négatives entre ETM (D'après Tremel-Schaub and Feix (2005) cité par Migeon (2009))</i>	78
<i>Tableau 25 : Concentration en HAP et PCB dans différents types d'engrais organiques (Berset and Holzer, 1995).</i>	81
<i>Tableau 26 : Concentrations en CTO, concentrations limites réglementaires et pourcentages de la concentration limite réglementaire de CTO dans les boues d'épuration françaises (ADEME, 2000).</i>	82
<i>Tableau 27 : Coûts des étapes de la culture en TTCR. Valeurs hautes et valeurs basses recueillis dans la littérature par Dallemand et al. (2007).</i>	88
<i>Tableau 28 : Répartitions des coûts annuels d'une plantation en TTCR dans différents pays d'Europe. Source Ericsson et al. (2006) cité par Dallemand et al. (2007))</i>	88
<i>Tableau 29 : Prix des copeaux de bois dans quelques pays d'Europe (Ericsson et al., 2006)</i>	89
<i>Tableau 30 : Marges brutes de plantations de TCR/TTCR pour une gamme de rendements et de prix des copeaux en Suède (données 2009) (Dimitriou and Rosenqvist, 2011)</i>	90
<i>Tableau 31 : Liste des espèces forestières rejetant des souches, admissibles aux DPU.</i>	91
<i>Tableau 32 : Comparaison économique entre les méthodes conventionnelles et le systèmes de filtre végétal pour le traitement des eaux usées en Suède (Rosenqvist et al., 1997). Les coûts sont présentés en dollars américains et en Euro (1 US\$ = 0.766739 €)</i>	92
<i>Tableau 33 : Coûts moyens de l'ensemble de l'itinéraire technique utilisé dans le cadre du programme WilWater (AILE).</i>	93
<i>Tableau 34 : Comparaisons de coûts par hectare et par an du système de filtre végétal TTCR de saule et de 2 autres systèmes de traitements des eaux usées.</i>	94

<i>Tableau 35 : Coûts en euro par m³ de boues épandues (100 m³ sur trois ans sur les TTCR et 80m³ sur trois ans pour les parcelles agricoles). Les coûts de suivi (analyse des boues et des sols) ne sont pas compris (AILE, 2007).</i>	94
<i>Tableau 36 : Comparaison économique entre la distribution de cendres de combustion de biomasse sur des terres agricoles (1 tonne de MS /ha) et leurs dépôts en décharges. Source : Vattenfall (1992) cité par Aronsson and Perttu (2001).</i>	95
<i>Tableau 37 : Principales normes sur les amendements organiques (modifié de Chauvin (2003))</i>	107
<i>Tableau 38 : Textes relatifs au retour au sol de la matière organique a) Logique déchet: cadre « épandage contrôlé ». Modifié de Chauvin (2003).</i>	108
<i>Tableau 39 : Textes relatifs au retour au sol de la matière organique. B) Logique produit : cadre « production de matière fertilisante dérivée de déchet ». Modifié de Chauvin (2003).</i>	109
<i>Tableau 40 : Pages web à consulter sur la réglementation encadrant les épandages.</i>	109
<i>Tableau 41 : Surfaces de sol disponibles par régions naturelles</i>	116
<i>Tableau 42 : Résultats pour BD SOL « Studer » et DONESOL</i>	126
<i>Tableau 43 : Synthèse</i>	127
<i>Tableau 44 : Evaluation des données disponibles et manquantes sur la production de biomasse à partir de TCR et TTCR.</i>	148
<i>Tableau 45 : Evaluation des données disponibles et manquantes sur l'épuration d'effluents à partir de TCR et TTCR.</i>	150

INTRODUCTION

L'intérêt croissant pour les énergies renouvelables est le résultat d'un certain nombre de facteurs convergents. Tout d'abord, l'idée communément acceptée qu'il est urgent de réduire les émissions de dioxyde de carbone afin d'atténuer leurs effets sur le réchauffement climatique a conduit à la signature d'un certain nombre d'accords internationaux (suite au Protocole de Kyoto) pour réduire le niveau des émissions de dioxyde de carbone. De plus, les réserves mondiales de gaz et de pétrole s'épuisent rapidement et deviennent de plus en plus coûteuses à exploiter (Caslin et al., 2010). Enfin, la sécurité énergétique est devenue une préoccupation importante des Etats, les approvisionnements en combustibles fossiles pouvant être compromis par d'éventuels événements politiques. La nécessité de réduire la dépendance en énergie importée avec des approvisionnements locaux entraîne le développement des énergies renouvelables. Les énergies renouvelables permettent d'améliorer la sécurité mais aussi la diversité de l'offre énergétique. En revanche, le manque de confiance des consommateurs dans la fiabilité de l'approvisionnement et à la hausse des prix de l'énergie sont les principales contraintes de ces sources d'énergie. La biomasse provenant de cultures énergétiques comme les taillis à courte rotation (TCR) et à très courte rotation (TTCR) est l'une des sources d'énergie qui pourrait avoir un intérêt pour la réduction des émissions de gaz à effet de serre et la sécurité de l'approvisionnement en énergie (Britt et al., 2002; Caslin et al., 2010).

La culture de TCR et TTCR en Europe remonterait au Moyen Age (Burschel and Huss (1987) cité par Aronsson et al. (2006)) avec notamment des taillis de saule pour la confection de paniers. Au cours des derniers siècles, les taillis de peupliers se sont développés pour la production de pâte à papier (Aronsson et al., 2006). C'est dans les années 1970, après les crises pétrolières, que l'intérêt des TCR et TTCR pour la production de biomasse ligneuse destinées à la production d'énergie a été mis avant (Christersson and Sennerby-Forsse, 1994; Mitchell et al., 1999; Perttu, 1998).

Les TCR et les TTCR sont des cultures intensives de feuillus à croissance rapide produisant des rejets à partir de la souche (eucalyptus, robinier, peupliers, saules,...). Ils sont présentés actuellement comme une solution pour répondre à la demande croissante en énergies renouvelables. Les cultures énergétiques de TCR/TTCR sont généralement considérées comme neutres en carbone, c'est-à-dire qu'elles consommeraient autant de dioxyde de carbone atmosphérique durant leur processus de croissance que ce qui est libéré dans l'atmosphère lorsque la biomasse est convertie en énergie. Les budgets totaux de carbone (le ratio d'énergie utilisée dans la culture par rapport à celle produite) ont été calculés pour la production d'électricité à partir de biomasse, de gaz et de charbon. Les résultats montrent des émissions de 60g, 400g, et 1 000 g CO₂ par kWh d'électricité produite, respectivement (Caslin et al., 2010). Les recherches présentent un large éventail de résultats, mais les saules en TTCR donneraient un rendement énergétique minimum 14 fois plus élevé que ce qui est nécessaire pour produire et livrer la récolte (Caslin et al., 2010). Dans certaines études ces résultats allaient jusqu'à plus de 30 fois d'après Caslin et al. (2010).

Toutes les espèces utilisées en TCR et TTCR, cultivées pour la production de biomasse, ont des caractéristiques communes : elles ont une croissance rapide dans les conditions locales, sont cultivées en peuplements denses et sont récoltées après de courtes périodes. Ces méthodes de culture sont plus proches des pratiques agricoles (principalement pour les TTCR) que forestières en raison de l'intensité de leur gestion, ce qui implique généralement des apports d'herbicides, de nutriments sous la forme de la fertilisation et dans certain cas l'irrigation des cultures (Aronsson et al., 2006). Ce type de système de culture intensif pose la question du bilan carbone supposé neutre des TCR et TTCR. En effet pour maintenir de bons rendements, l'utilisation d'engrais semble indispensable sur la durée de la plantation (environ 20 ans). La fabrication d'engrais minéraux ou chimiques consomme de l'énergie et donc des combustibles fossiles, ce qui rend le bilan carbone et économique des cultures énergétique beaucoup moins intéressant. De plus les coûts des fertilisants représenteraient entre 15-30% du coût total de la culture (Hasselgren, 1998; Heilman and Norby, 1998; Rosenqvist et al., 1997). Pour contrer cela, d'autres applications alternatives à la simple production de biomasse ont été imaginées. L'utilisation d'eaux usées et autres effluents comme fertilisant, la phytoremédiation de sites contaminés, et l'utilisation de zones marginales (terres agricoles abandonnées, zones fortement érodées, bordures d'autoroutes, ...) ou de friches industrielles pour la plantation des cultures sont testées et utilisées un peu partout dans le monde (Volk et al., 2000). En effet, afin d'encourager la plantation de cultures énergétiques, il est nécessaire d'envisager d'autres utilisations apportant des avantages économiques et/ou environnementaux supplémentaires. (Britt et al., 2002). Ces alternatives ont donc été étudiées pour réduire les coûts et fournir une utilisation multifonctionnelle aux plantations énergétiques à courte rotation. Par exemple, en utilisant les eaux usées qui sont généralement riches en nutriments indispensables à la croissance des plantes comme l'azote (N) et phosphore (P), le coût de la fertilisation pourrait être fortement réduit. Cette méthode présenterait un double avantage : la croissance des plantes est améliorée et les déchets sont épurés de façon moins coûteuse qu'avec un traitement conventionnel. Plusieurs auteurs citent des avantages environnementaux des plantations de TCR et TTCR comparés aux cultures agricoles traditionnelles. Les arbres modifieraient les propriétés du sol (en augmentant sa teneur en humus et en améliorant sa structure) et réduiraient les risques de lessivage des nutriments et d'érosion (Perttu, 1998). Enfin, les taillis abriteraient une plus grande diversité d'animaux, notamment d'oiseaux, que les cultures agricoles traditionnelles ou les forêts de conifères (Dimitriou et al., 2011).

Les déchets susceptibles d'être utilisés pour l'épandage sur les TCR et TTCR sont variés. Ce peut être des eaux usées de municipalités, des effluents industriels (industrie agro-alimentaire, papeterie, abattoirs, industrie textile,...), des lixiviats de décharge, des eaux de ruissellement, (Bhati and Singh, 2003; Guo and Sims, 2000; Larsson et al., 2003), des boues d'épuration liquides ou en granulés ((Hodson et al., 1994; Labrecque and Teodorescu, 2001; Labrecque et al., 1997) ou des cendres de bois (Adler et al., 2008; Campbell et al., 1997). Les produits les plus largement utilisés sont les eaux usées municipales dont la composition en nutriment est proche des besoins nutritifs des plantes cultivées en TCR et TTCR (Perttu, 1994) et les boues d'épuration, qui contiennent de grandes quantités de P et N qui peuvent être utilisés comme substitut aux engrais conventionnels.

Cet état de l'art s'intéresse à l'épandage d'effluents sur des TCR ou TCCR. Il s'agit de recueillir et de compiler les informations disponibles dans la littérature scientifique et technique sur les particularités de ces systèmes de production de biomasse. Le premier objectif était d'identifier les caractéristiques du système et des espèces importantes dans le cadre d'un système de fertilisation par épandage ou de traitement d'effluents par des TCR/TCCR. Seule la partie production est abordée dans ce travail ; les aspects liés à l'approvisionnement en effluents, à la vente et la livraison de la biomasse ou à la qualité du bois ne sont pas traités ici. Les besoins en nutriments et en eau des plantations en TCR/TCCR ainsi que la capacité des espèces à prélever ou dégrader des contaminants permettraient d'estimer les doses d'effluents à appliquer pour fertiliser les TCR et les TCCR et garantir des rendements optimum tout en limitant les risques de contaminations des sols et des cours d'eau et une éventuelle toxicité pour les plantes. Le deuxième objectif de cette synthèse bibliographique était d'estimer la faisabilité d'un système de TCR/TCCR avec épandages d'effluents, en prenant en compte les aspects économiques et réglementaires de cette filière et enfin proposer une estimation des surfaces disponibles en région Centre, où mise en place d'un tel système serait possible.

**1 ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES CULTURES A COURTE
ROTATION POUVANT CONTRIBUER AUX OBJECTIFS CONJOINTS DE
PRODUCTION DE BIOMASSE ET DE VALORISATION D'EFFLUENTS
ET/OU REMEDIATION A D'EVENTUELS CONTAMINANTS.**

Céline Gerstch (INRA Orléans)

1.1 Taillis à courte rotation (TCR) et taillis à très courte rotation (TTCR)

1.1.1 Définitions

Le taillis peut être défini comme une culture intensive d'arbres rejetant de souche (Bonduelle and Berthelot, 1994). Ce type de sylviculture se destine essentiellement à la production de biomasse pour la fabrication de pâte à papier, de panneaux ou d'énergie. L'utilisation d'un matériel génétique performant et de méthodes culturales intensives permettrait une récolte rapide, importante et homogène pendant une vingtaine d'années. La durée du cycle de rotation, ou nombre d'années entre la plantation et la coupe ou entre deux coupes, définit le type de taillis (TCR ou TTCR) (FCBA, 2009).

1.1.1.1 Biomasse

La biomasse est l'ensemble de la matière organique d'origine végétale ou animale. Dans un contexte énergétique, le terme de biomasse regroupe l'ensemble des matières organiques pouvant devenir des sources d'énergie. Lorsqu'elles proviennent des plantes, ces matières organiques sont une forme de stockage de l'énergie solaire, captée et utilisée par les plantes grâce à la photosynthèse. Elles peuvent être utilisées soit directement (bois énergie), après la méthanisation de la matière organique (biogaz) ou après avoir subi une transformation chimique (biocarburant).

1.1.1.2 Taillis à courtes rotations (TCR)

Il s'agit de taillis plantés à partir de boutures ligneuses à une densité variant en général entre 1 000 et 3 000 tiges par hectare. Les lignes sont espacées de 3 m à 3,50 m pour permettre le passage d'outils d'entretien et les tiges sont espacées de 1,2 à 2,5 m sur les lignes. Une densité d'environ 2 000 tiges par hectare semble être un bon compromis pour obtenir des bonnes dimensions de billons et permettre ainsi de réduire les coûts d'exploitation (FCBA, 2009). Ce type de taillis est cultivé principalement en Italie et sur quelques centaines d'hectares en France selon le FCBA (2009).

1.1.1.3 Taillis à très courtes rotations (TTCR)

Le concept de TTCR s'est beaucoup développé depuis les années 1980 dans les pays scandinaves et anglo-saxons, avec souvent le double objectif de réaliser un traitement tertiaire des eaux usées et de fabriquer de l'énergie avec la biomasse produite. Les TTCR sont plantés à une densité plus importante que les TCR et le cycle de rotation entre deux récoltes est plus court (de 2 à 4 ans). En règle générale, les densités sont de 12 000 à 20 000 tiges/ha pour le saule et de 8 000 à 10 000 tiges/ha pour le peuplier. Le schéma de plantation est généralement conçu pour une récolte simultanée de deux lignes, soit un écartement moyen de 1.50 m à 2 m entre les deux doubles lignes, 0.75 m entre les lignes, et une distance de 0.60 à 0.70 m entre les boutures sur la ligne (FCBA, 2009). La plantation est établie à partir de boutures d'un an. Les boutures sont plantées dans le sol au

printemps et peuvent être coupées au niveau du sol à la fin de la première saison (recépage) pour provoquer le développement de plusieurs tiges à partir de la souche (Caslin et al., 2010).

1.1.2 Principales espèces utilisées en TCR et TTCR

1.1.2.1 Les salicacées

a) Le genre *Salix*

Le genre *Salix* est composé d'environ 300 espèces ((Argus, 1997; Trybush et al., 2008) cités par Vermerris (2008)) poussant sous forme d'arbres, d'arbustes, ou d'arbrisseaux. Ils appartiennent à la famille *Salicacée*, division *Magnoliophyta*, classe *Magnoliopsida*, sous-classe *Dilleniidae*. Le genre *Salix* est divisé en 4 sous-genres : *Salix*, *Longifoliae*, *Vetrix* et *Chamaetia*. Le sous-genre *Vetrix* est le taxon le plus divers, du genre *Salix*, incluant principalement des arbustes et petits arbres. De nombreuses espèces de ce taxon sont cultivées et ont un bon potentiel en tant que culture énergétique, avec des rendements élevés, et une bonne capacité de recépage (Kuzovkina et al. (2008), cité par Vermerris (2008)) comme par exemple : *S. purpurea*, *S. viminalis*, *S. schwerinii*, et *S. dasyclados*.

Les saules sont des espèces pérennes à feuilles caduques. La plupart des espèces sont capables de se multiplier par reproduction végétative. De plus les saules ont évolué pour répondre de manière vigoureuse aux dégâts causés sur les tiges en produisant de nouvelles tiges à partir du collet. Cette propriété permet la récolte de la biomasse aérienne tous les 3 ou 4 ans, pendant à peu près 20 ans avant d'avoir besoin de replanter. Les saules sont capables de se développer dans une large gamme de climats et types de sol. Les espèces du genre *Salix* sont natives des régions arctiques, tempérées, subtropicales, et tropicales, principalement d'Europe, d'Asie, et d'Amérique du Nord. Généralement les espèces de saule sont des espèces pionnières, intolérantes à l'ombre et capables de coloniser des sites perturbés. Les saules poussent bien et sont compétitifs en zones ripariennes et humides, cependant les saules arbustifs se développent également sans irrigation sur des sols bien drainés recevant des précipitations régulières durant la saison de croissance (Vermerris, 2008).

Des programmes de sélection du saule ont été initiés en Suède en 1987 et au Royaume-Uni en 1996 ((Åhman and Larsson, 1994; Lindegaard and Barker, 1997) cités par Lindegaard et al. (2001)). Ces programmes sélectionnent des variétés pour la production de bioénergie principalement sur des caractéristiques de production de biomasse, résistance aux insectes nuisibles et aux maladies et pour l'aptitude à la récolte mécanique (Lindegaard et al., 2001). La plupart des croisements effectués par le programme suédois impliquent *S. viminalis*, *S. dasyclados* et *S. schwerinii* (Lindegaard et al., 2001). L'hybridation interspécifique (Figure 1) par pollinisation contrôlée est possible pour de nombreuses espèces de saule (Vermerris, 2008). Les résultats des différents programmes ont montré que les meilleures améliorations de rendement et résistance aux maladies et aux insectes ont été obtenues par des croisements interspécifiques d'une seule génération. Différentes tentatives ont montré que les hybridations sont plus susceptibles de réussir avec des espèces du même sous-genre qu'avec des espèces de sous-genres différents.

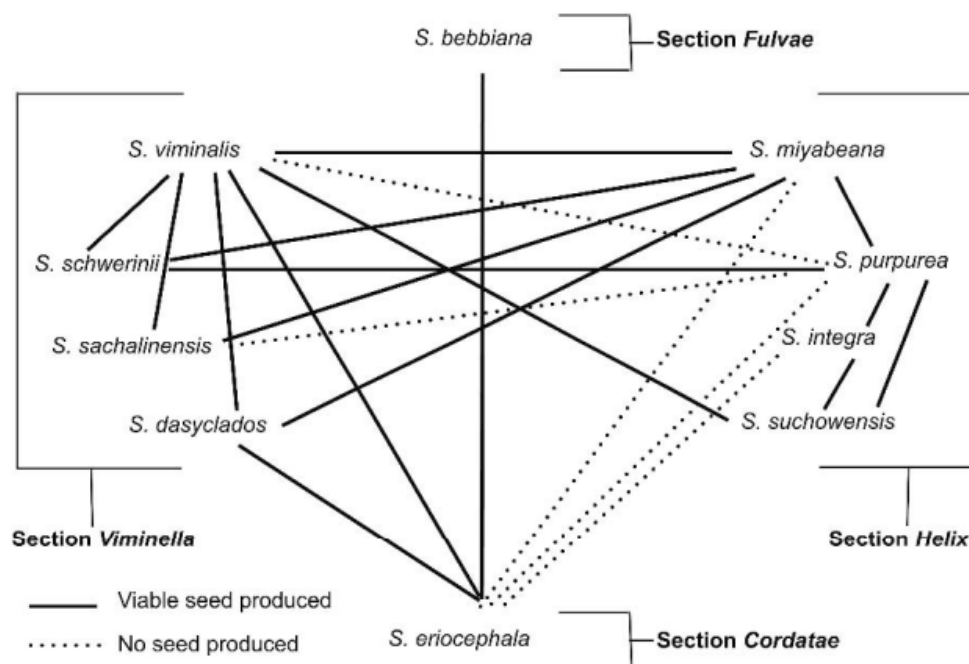


Figure 1 Hybridation des espèces du genre *Salix*, sous genre *Vetrix*.

b) Le genre *Populus*

Le genre *Populus* est proche du genre *Salix*. Comme les saules, les peupliers appartiennent à la famille *Salicaceae*, division *Magnoliophyta*, classe *Magnoliopsida*, sous-classe *Dilleniidae*. Ce genre comprend entre 20 et 90 espèces suivant les auteurs. La classification la plus courante ((Eckenwalder, 1996) reconnaît 29 espèces réparties en 6 sous-genres : *Aigeiros*, *Leucoides*, *Populus*, *Tacamahaca*, *Abaso* et *Turanga*. Le sous-genre *Aigeiros* comporte notamment 2 espèces importantes (*P. deltoides* et *P. nigra*) qui sont souvent hybridées entre elles et avec d'autres espèces compatibles du sous-genre *Tacamahaca* (Figure 2). Les espèces de ces deux sous-genres ont la capacité de se multiplier à partir de boutures de tiges.

Beaucoup d'espèces de peuplier se multiplient par reproduction végétative à partir de racines ou de tiges (Vermerris, 2008). Les peupliers ont la capacité de rejeter de souche après la récolte des tiges. L'absence de dominance apicale fait que les nouvelles tiges produites se comportent comme de nouveaux plants et ont donc une forte croissance juvénile (Kauter et al., 2003).

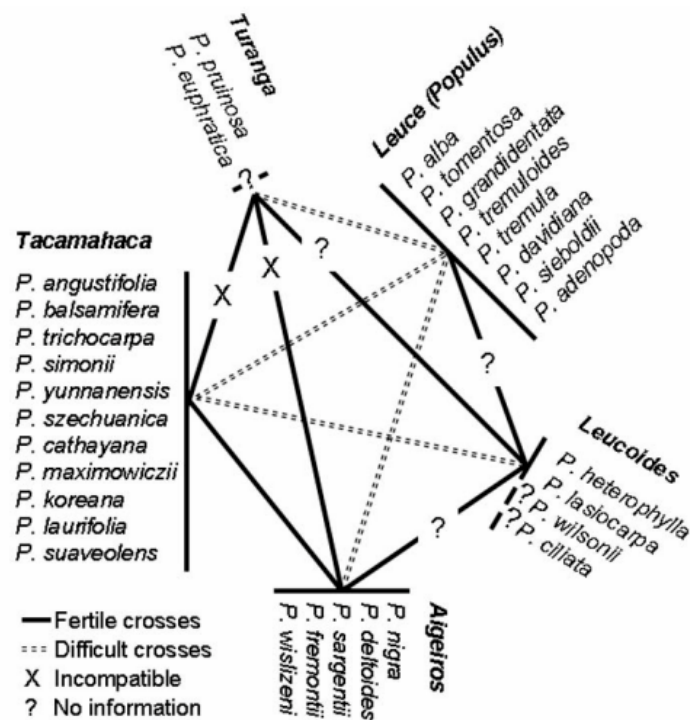


Figure 2 Hybridation des espèces du genre *Populus* (Vermerris, 2008)

Les peupliers sont originaires des régions froides et tempérées de l'hémisphère nord. Plantés en TCR ou TCCR, ils nécessitent certaines conditions. (Kauter et al., 2003).

- Un sol, de préférence limono-argileux, avec une bonne capacité de rétention d'eau mais sans eau stagnante
- Au moins 350-400 mm de pluie durant la période de végétation
- Une température moyenne de 14°C au moins entre juin et septembre
- Un sol qui permet une bonne pénétration racinaire
- Une bonne réserve de nutriments et un pH d'au moins 5.5
- Une période de végétation d'au moins 150 jours et absence de gel tardif (au printemps) et précoce (à l'automne).

Les principales caractéristiques du genre *Populus* facilitant l'amélioration génétique sont la grande diversité et adaptabilité des espèces, la méthode de propagation qui permet de fixer les variations génétiques dans des plantations clonales et la compatibilité sexuelle de nombreuses espèces à l'intérieur du genre. Ces caractéristiques se combinent pour générer une abondante diversité génétique et phénotypique qui peut être exploitée dans les plantations énergétiques (Tableau 1). De nombreux articles publiés montrent la variabilité génétique des caractères liés à la croissance et à la qualité du bois chez le peuplier. Les caractères de croissance affectent la quantité de biomasse alors que les caractères de qualité peuvent déterminer l'efficacité de la conversion de la biomasse en énergie (Kauter et al., 2003).

Botanical section	<i>Leuce</i> , subsection <i>Trepidae</i> (aspen)	<i>Aigeiros</i> (black poplar)	<i>Tacamahaca</i> (balsam poplar)
important species	<i>P. tremula</i> <i>P. tremuloides</i> <i>P. grandidentata</i>	<i>P. nigra</i> <i>P. deltoides</i> <i>P. angulata</i>	<i>P. maximowiczii</i> <i>P. trichocarpa</i> <i>P. balsamifera</i>
Demands for			
– Soil characteristics	Tolerates stagnant water and hydro-morphic soils	> pH 6, deep soils with good and constant water and oxygen supply	pH 4.5–6.5, tolerates water to some degree, lower demands than <i>Aigeiros</i>
– nutrient supply	++	++++	+++
– water supply	+++	++++	+++
– mean temperature in vegetation period	+	++++	+++
– vegetation period (days)	> 120	> 150	> 130 till > 180
Sensitivity to			
– early and late frost	+	+++	+++
– dense stands	+	++++	0
Peak MAI (mean annual increment) at age of (Years)	10–15	10–15	4–10

Tableau 1 Caractéristiques agronomiques de *Populus* en TCR/TTCR. (Kauter et al., 2003). Valeurs relatives de 0 (bas) à ++++ (très élevé).

1.1.2.2 Espèces fixatrices d'azote

a) Le genre *Alnus*

Les aulnes (ou aunes) sont des arbres ou arbustes à croissance rapide pouvant atteindre 35 m de haut. Ils rejettent de souche et peuvent être multipliés par reproduction végétative à partir de tiges semi ligneuses. Le genre *Alnus* comprend 25 espèces et appartient à la famille *Betulaceae* Division *Magnoliophyta*, Classe *Magnoliopsida*, Sous-classe *Hamamelidae*. Le genre *Alnus* est généralement divisé en 3 sous-genres : *Alnus*, *Alnobetula* et *Clethropsis*.

Alnus spp. sont des espèces originaires des forêts boréales et tempérées de l'hémisphère nord. Elles se développent généralement bien en plein soleil ou sur des zones légèrement ombragées, sur des sols humides, près d'étangs ou autres zones humides. Le genre est diversifié et comprend des lignes de spécialisation très différentes. Par exemple *A. cordata* et *A. glutinosa* ne se développent pas à l'ombre. *A. glutinosa* peut pousser sur des sols très humides voire inondés. En revanche *A. cordata* et *A. incana* préfèrent des sols drainés.

Toutes les espèces du genre *Alnus* forment une symbiose avec des bactéries actinomycètes du genre *Frankia*. Ces bactéries pénètrent les cellules des racines, forment des nodules, et y produisent des vésicules où l'azote gazeux est fixé grâce à une nitrogénase.

b) *Robinia pseudoacacia*

Le robinier faux acacia est un arbre à croissance rapide, de la famille des légumineuses, pouvant atteindre 17m de haut. Il se multiplie par reproduction végétative à partir de drageons, rejette de

souche et produit des tiges à partir des racines (Redei et al., 2002). Les stipules sont transformées en épines, en particulier sur les jeunes pousses de rejet. *R. pseudoacacia* appartient à la classe *Magnoliopsida*, l'ordre *Fabales*, la famille *Fabaceae*, et le genre *Robinia*. Originaire d'Amérique du Nord, il pousse sur sol sableux, argileux ou limoneux. Le robinier faux-acacia a montré une bonne capacité à pousser sur des terres marginales ou dans les zones où la végétation naturelle est perturbée (Gonzalez-Garcia et al., 2011). C'est une espèce pionnière préférant une exposition plein soleil et des sols bien drainés. Le robinier s'adapte à une grande variété de conditions, (Redei et al., 2002), il tolère le stress hydrique et a de faibles besoins en azote notamment grâce aux bactéries fixatrices d'azote présentes sur ses racines (Grunewald et al., 2009). Ces caractéristiques font du robinier une espèce potentiellement envahissante ce qui rend son utilisation en plantations controversée.

Les principaux programmes d'amélioration génétique du robinier ont été entrepris en Europe de l'Est et plus particulièrement en Hongrie et en Roumanie. A ce titre, le matériel végétal autorisé au titre de la PAC, dans le cadre de l'aide aux cultures énergétiques est majoritairement issu de ces pays. Un programme d'amélioration coordonné par l'Institut Hongrois de Recherche Forestière a comme objectif le développement de nouveaux clones et cultivars donnant de bon rendement en bois de bonne qualité industrielle (Redei et al., 2002). Les meilleurs cultivars hongrois seraient « Jászakiséri », « Kiskunsági », « Nyírségi », « Üllői » et « Szajki » selon Redei et al. (2002).

1.1.2.3 Autres espèces

a) Le genre *Eucalyptus*

Les espèces du genre *Eucalyptus* sont des arbres ou arbustes presque exclusivement originaires d'Australie, où ils constituent 90% des forêts naturelles (Melun, 2008). Elles font partie de la classe des *Magnoliopsida*, sous-classe *Rosidae*, ordre *Myrtales* et de la Famille des *Myrtaceae*. Selon le FCBA, parmi les 700 espèces environ d'eucalyptus, beaucoup ont la capacité à rejeter de souche, et peuvent donc être conduites en taillis. Ce sont des espèces qui ont pour la plupart une très bonne capacité de croissance et de survie. Certaines espèces peuvent être cultivées dans le sud et l'ouest de la France (Figure 3) là où le risque de gel est faible. La fertilité du sol influe peu sur la croissance de l'eucalyptus ce qui en fait une espèce peu exigeante vis-à-vis du milieu. De plus, la disponibilité en eau est un facteur important mais non limitant car la plante est capable d'en réguler sa consommation (Melun, 2008). Les deux facteurs à prendre en compte lors de la plantation d'*Eucalyptus spp.* sont la sensibilité au froid et au gel, et la sensibilité aux sols carbonatés (Melun, 2008).

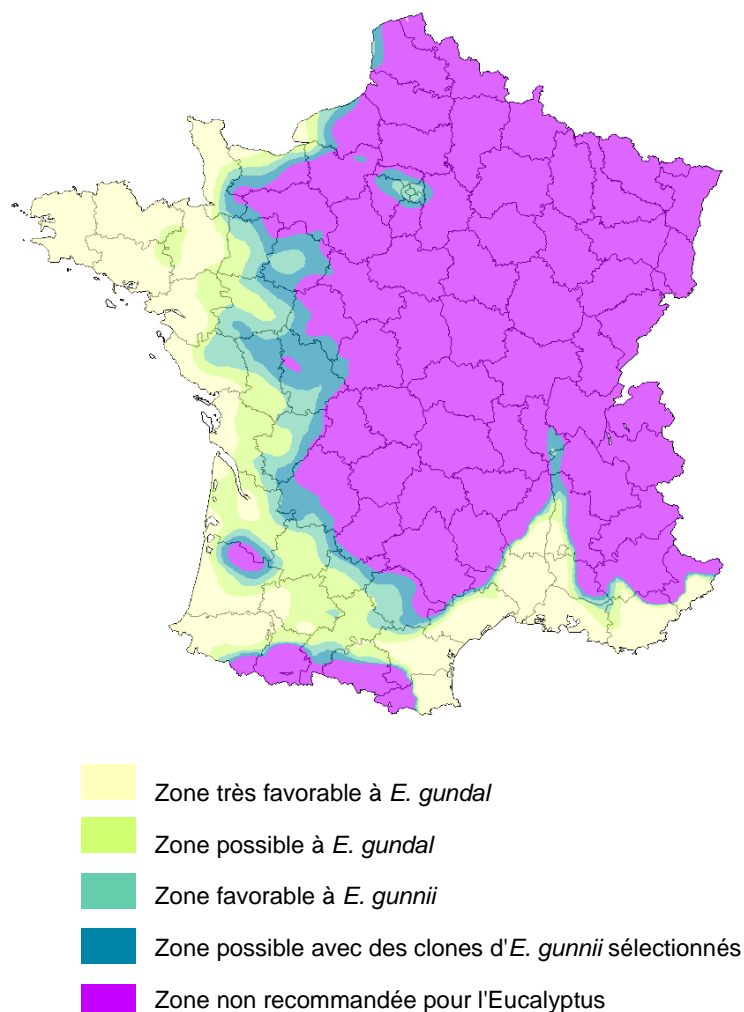


Figure 3 Cartographie de la contrainte climatique pour l'eucalyptus (FCBA, 2010)

1.1.3 Choix de l'itinéraire technique

Le système de TCR/TTCR est basé sur la coupe régulière d'arbres à croissance rapide et leur repousse à partir de la souche après la récolte. La croissance juvénile rapide est une des caractéristiques des arbres pionniers. Dans des conditions naturelles, cette caractéristique de croissance est un avantage car elle permet une fermeture rapide du couvert et donc de limiter la disponibilité de lumière pour les plantes adventices compétitrices.

1.1.3.1 Productivité des TCR et TTCR

Le succès d'une plantation de TCR/TTCR peut se mesurer à sa production de biomasse généralement exprimée en tonne de matière sèche par hectare et par an (t MS/ha/an) (Mitchell et al., 1999). Ce rendement varie en fonction de nombreux facteurs, comme l'espèce/cultivar, les conditions de site (sol, climat) et système de production (Grunewald et al., 2009). Les Figure 4 et Figure 5 montrent la répartition des valeurs de rendement trouvées dans la littérature pour 5 genres (*Populus*, *Robinia*, *Salix*, *Alnus* et *Eucalyptus*) cultivés selon les 2 systèmes de production (TCR et TTCR). A part la Suède, peu de pays possèdent des plantations commerciales de grande taille de TCR ou

TTCR. Par conséquent, les données proviennent principalement de parcelles expérimentales. Elles ont été compilées à partir de 29 articles différents. Les densités de plantation varient d'une étude à l'autre ainsi que l'âge de la biomasse récolté et l'âge de la plantation (numéro de la rotation et durée du cycle de rotation). Le Tableau 2 résume cette variabilité pour chaque genre étudié.

Genre	Densité de plantation (Arbre/ha)	Age des tiges récoltées (an)	Age des racines à la récolte (an)
<i>Robinia</i>	1 100 - 92 000	2 - 14	4 - 14
<i>Populus</i>	4 444 - 18 000	3 - 14	4 - 14
<i>Salix</i>	5 000 - 111 000	1 - 9	2 - 11
<i>Alnus</i>	4 444- 15 750	2 - 12	2 - 12
<i>Eucalyptus</i>	833 - 5 000	3 - 4	3 - 9

Tableau 2 Répartition des valeurs de rendements trouvées dans la littérature pour les genres *Populus*, *Robinia*, *Salix*, *Alnus* et *Eucalyptus*.

De plus, les données proviennent d'essais fertilisés ou non (fertilisation minérale et/ou organique, avec des doses variables) et/ou irrigués ou non. Les essais ont pu être réalisés dans une grande variété de conditions : en plein champs, en pots, sous serre, sur des sols pollués, etc. Les différences entre rendement reflètent en partie les différences dans le type d'essai. Les écarts importants de rendement à l'intérieur d'un genre peuvent également refléter les différences entre les génotypes des espèces du même genre. Le Tableau 3 présente le nombre de « génotypes » (espèce, hybride, variété ou clone) pour chaque genre dont les données de rendement disponibles dans la bibliographie ont été compilées dans ce travail de synthèse. La variabilité importante de résultats de rendement de biomasse indique qu'il existe un potentiel d'optimisation du rendement des TCR/TTCR, en choisissant les génotypes et les pratiques culturales adaptés aux conditions de chaque site de plantation (Kauter et al., 2003).

Genre	Nombre d'espèce/hybride (clone)
<i>Robinia</i>	1 (<i>R. pseudoacacia</i>)
<i>Populus</i>	> 7 (> 22)
<i>Salix</i>	> 17 (42)
<i>Alnus</i>	2
<i>Eucalyptus</i>	29

Tableau 3 Nombre de « génotypes » (espèce, hybride ou variété ou clone) pour chaque genre dont les données de rendement ont été compilées dans cette synthèse.

Afin de pouvoir comparer les genres entre eux et de pouvoir comparer les 2 systèmes de production, les données de rendement ont été séparées en 2 groupes : les rendements de biomasse (matière sèche) des arbres récoltés après 4 années de croissance maximum et les rendements des arbres

récoltés à 5 ans et plus. La répartition des rendements par genre et par système de production (TTCR : < ou = à 4 ans, et TCR : > 4 ans) est représentée sur la Figure 4.

Genre	Rendements (t MS/ha/an)	
	min	max
<i>Robinia</i>	3,1	8
<i>Populus</i>	2,2	18,05
<i>Salix</i>	1	23,45
<i>Alnus</i>	0,15	8,28
<i>Eucalyptus</i>	1	63,8

Tableau 4 Rendements TTCR

Les rendements obtenus en TTCR avec le genre *Salix* varient de 1 à 23,45 t MS/ha/an. Des rendements très élevés de 23,45 et 20,66 t MS/ha/an sont cités par Labrecque and Teodorescu (2003) pour *Salix viminalis* en TTCR (rotation de 3 ans, densité de plantation d'environ 20 000 arbres/ha) sur un sol argileux (48% d'argile entre 0 et 20 cm de profondeur) du sud du Québec (Canada). Ces valeurs correspondent à des parcelles fertilisées par des boues d'épuration (23.45 t MS/ha/an) et non fertilisées (20.66 t MS/ha/an). Les conditions de sol et surtout le climat (précipitations fréquentes entre mai et août et températures douces) semblent permettre à *Salix viminalis* d'exprimer son potentiel productif. Adler et al. (2008) obtiennent également de très bons rendements (18 – 20.5 t MS/ha/an) sur des TTCR de *Salix* fertilisés avec des boues d'épuration, des cendres ou un mélange de boues et de cendres. Cependant, la validité de l'extrapolation de ces résultats à une échelle d'une plantation commerciale de grande taille est discutable (Hansen, 1991; Mitchell et al., 1999).

Le rendement de 1 t MS/ha/an était donné par (Grunewald et al., 2009) pour *Salix viminalis*. « Carmen ». Ce très faible rendement s'expliquerait au moins en partie par les conditions de site. En effet cet essai était réalisé sur un ancien site minier dans le but de comparer la performance d'espèces des genres *Robinia*, *Populus* et *Salix* sur des déblais miniers. Dans ces conditions, les auteurs montrent que *Robinia pseudoacacia* avec un cycle de rotation de 9 et 14 ans donne de bons résultats de rendement (6.9-7.6 t MS/ha/an et 9.5 t MS/ha/an respectivement). Ces résultats sont très supérieurs à ceux de *Salix* ou *Populus* dans les mêmes conditions (entre 0.5 et entre 1 et 2.9 t MS/ha/an pour *Salix* de 9 et 3 ans respectivement et 2.6 - 4 et 3 – 3.6 t MS/ha/an pour *Populus* de 3 et 14 ans respectivement) (Grunewald et al., 2009). Klang-Westin and Eriksson (2003) trouvent également des valeurs assez faibles pour *Salix*. Dans ce cas comme dans le précédent, les faibles productions de biomasse peuvent être expliquées par les conditions particulières du site. Dans cette étude les auteurs testaient l'influence du pH sur les prélèvements de cadmium par *Salix viminalis* en fonction du pH et de la concentration de Cd extractible dans le sol. Les résultats montrent que les rendements les plus faibles (2,1 – 3,2 t MS/ha/an) étaient obtenus sur des sols ayant le pH le plus faible (entre 6.4 et 6.5 dans l'horizon de labour) et des concentrations de Cd dans le sol les plus

élevées (0.19 – 0.43 mg Cd –HNO₃/kg MS de sol). Sur une plantation commerciale au Royaume-Uni, des rendements inférieurs à 5 t MS/ha/an étaient signalés pour les clones « Ulv » et « Jorr » de *Salix viminalis* à des densités de 10000 plants/ha. Ici, les auteurs mettaient en évidence l'effet du génotype et de la densité de plantation. Dans le même essai, les clones « Ashton Stott » et « Tora » donnaient de meilleurs rendements (environ 8 et 6 t MS/ha/an respectivement). À des densités plus élevées (pour un cycle de rotation de 3 ans) les 4 clones donnaient des rendements supérieurs à 5 t MS/ha/an.

Malgré ces disparités, de nombreux auteurs s'accordent à dire qu'en utilisant des clones adaptés au site et au système de production, les bonnes techniques sylvicoles et un contrôle efficace des adventices, des ravageurs et des maladies, des rendements moyens de 8 à 12 t MS/ha/an pourraient être atteints sur des plantations commerciales de TTCR de *Salix* et *Populus* en Europe (Mitchell et al., 1999; Mitchell et al., 1995). Figure 4 nous permet de vérifier cette hypothèse pour *Salix* en TTCR à partir des résultats disponibles dans la bibliographie.

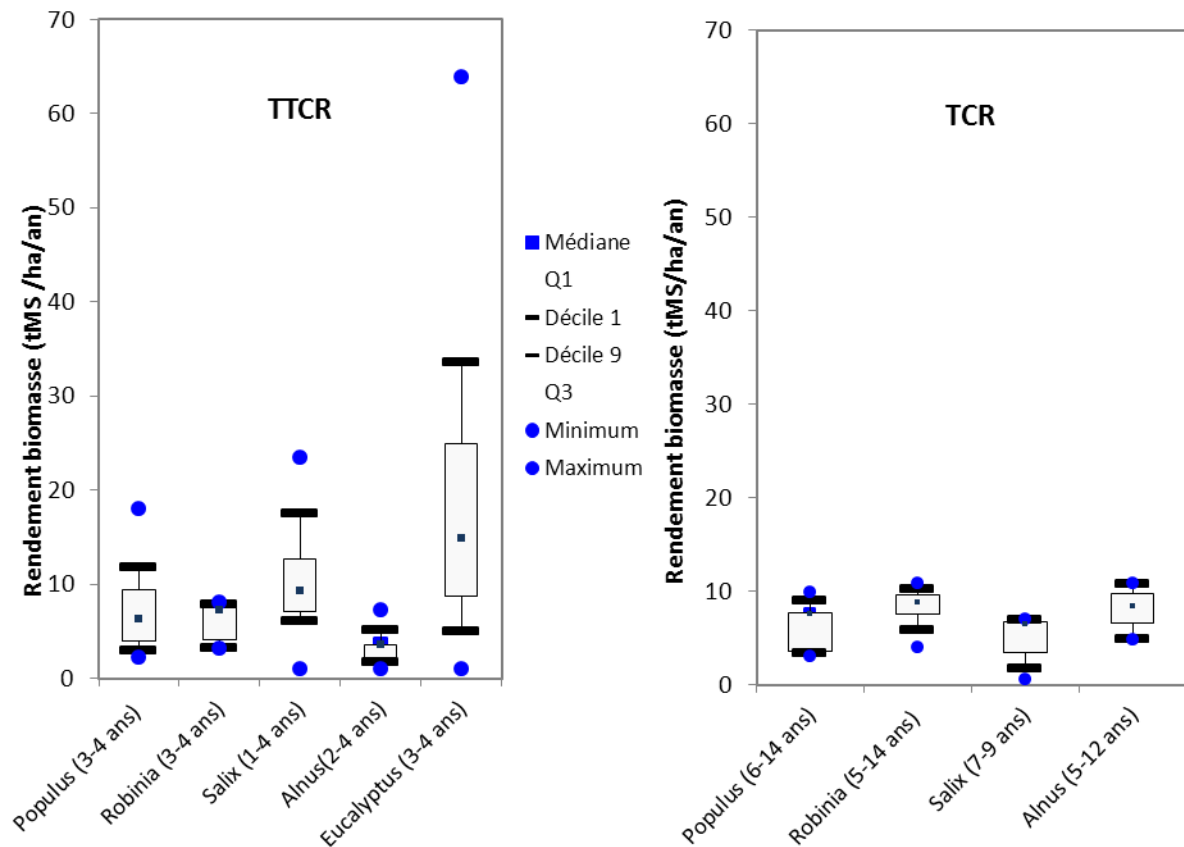


Figure 4 Répartition des données de rendements disponibles dans la bibliographie pour les TTCR et les TCR. Point bleu = min et max, Trait noir = décile 1 et 9 = 80% des valeurs, Boite Q1 et Q3 = 50% des valeurs. L'âge des tiges est donné entre parenthèses

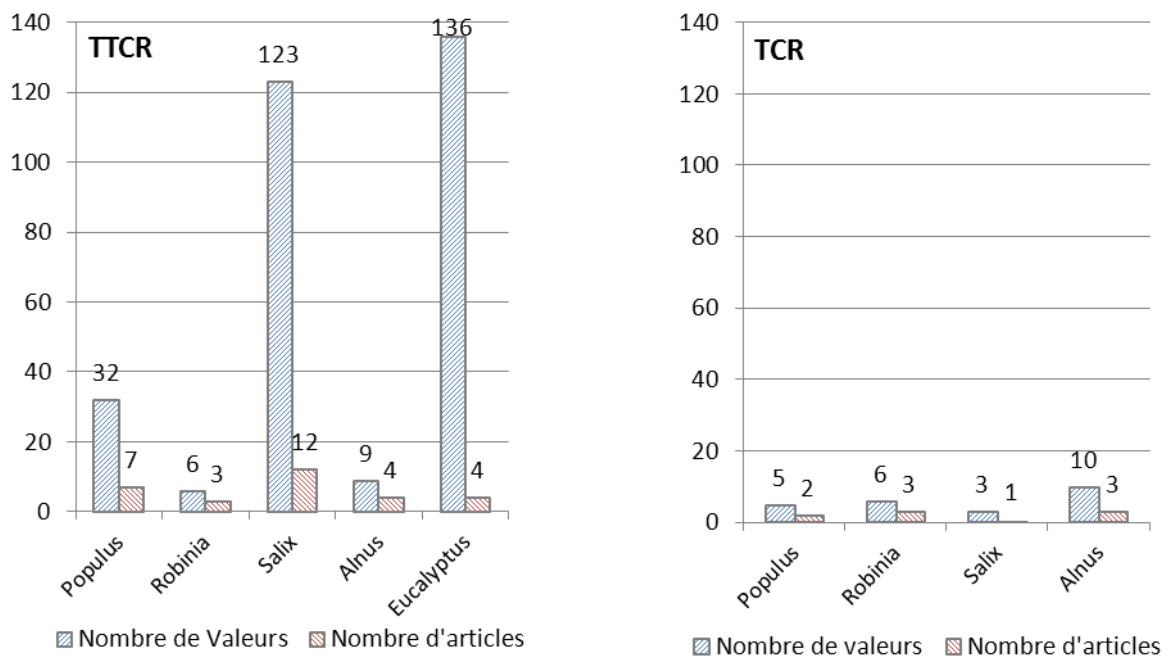


Figure 5 : Nombre de valeurs de rendement de TTCR et TCR et nombre d'articles citant des valeurs de rendement disponibles dans la bibliographie.

Pour devenir une composante efficace du système d'approvisionnement en bois énergie, les TCR/TTCR doivent fournir de grandes quantités de biomasse de manière régulière et fiable. Mitchell et al. (1999) comparent 105 séries de données trouvées dans la littérature. Les essais étudiés portaient sur 14 clones de *Populus* et 16 de *Salix*, avec des cycles de rotation de 2 à 5 ans et des densités de plantation entre 6 666 et 20 000 arbres par hectare. Les données indiquent que pour plus de la moitié des essais, l'accroissement annuel moyen (ou Mean Annual Increment, MAI) est plus faible durant la deuxième rotation que durant la première. La Figure 6 montre la répartition de la variation de MAI entre la première et la deuxième rotation. Mitchell et al. (1999) supposent que les diminutions étaient dues à de mauvaises techniques d'établissement des cultures, et au choix de clones peu adaptés, sensibles au gel et aux maladies. Ils estiment donc que ces diminutions peuvent être évitées ou minimisées par de meilleures techniques sylvicoles. Les auteurs s'interrogent également sur les dégâts causés sur les souches et le sol au moment de la récolte et le stress que supposent les récoltes répétées.

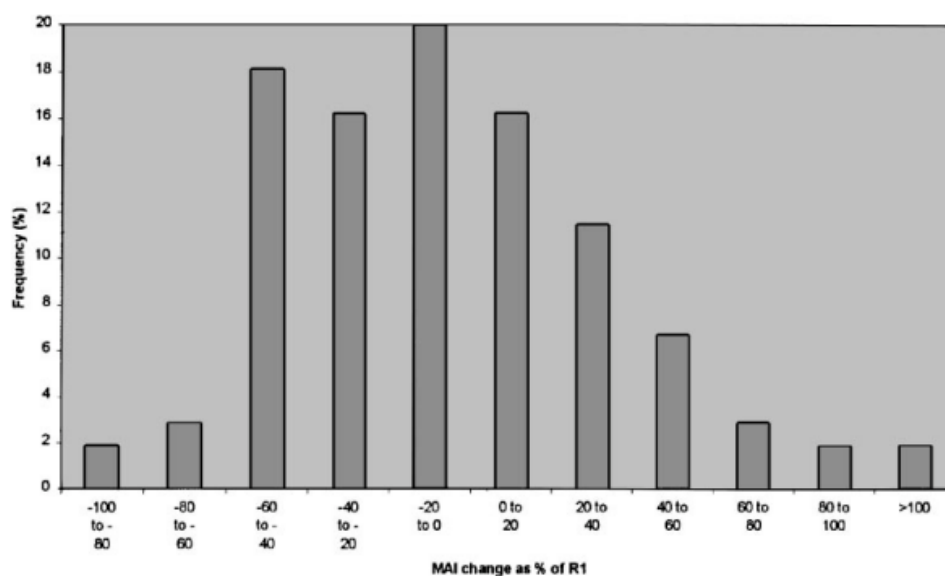


Fig. 1. Distribution of MAI change: first-to-second rotation.

Figure 6 Distribution des variations de l'accroissement annuel moyen entre la première et la deuxième rotation d'une série d'essais. Données tirées de la bibliographie par Mitchell et al. (1999)

Les différences de productivité entre la première et la deuxième rotation peuvent également être expliquées par les différences dans la répartition de la biomasse aérienne (tiges/feuilles) et à des différences de répartition entre la biomasse aérienne et la biomasse souterraine. Bullard et al. (2002) observent que la première année, les tiges de *Salix spp.* représentaient 84% de l'accumulation aérienne de biomasse ou AGBA (pour Above Ground Biomass Accumulation) alors qu'elles représentaient 90% et 93% de l'AGBA la 2^{ème} et 3^{ème} année, respectivement. Cette diminution de la contribution des feuilles à la production de matière sèche au cours du temps était attribuée à l'élargissement des tiges et donc à l'augmentation du poids sec des tiges au cours des différentes saisons de croissance.

1.1.3.2 Choix du site et caractérisation

Les caractéristiques du site sont des facteurs importants du rendement et, dans une certaine mesure, de la qualité de la biomasse. La plantation du TCR sur un site qui ne convient pas pourrait être la raison principale des faibles rendements observés sur certains essais. Par exemple le rendement des hybrides à bon potentiel productif « Unal » et « Beaupré » plantés sur un sol pauvre et acide n'a pas dépassé 2 tonnes par hectare (Kauter et al., 2003). Idéalement, les TCR et TTCR devraient être établis sur des sols bien drainés, fertiles, sur des sites plats et avec peu d'éléments grossiers. *Salix spp.* et *Populus spp.* donnent de bons résultats quand ils sont plantés sur des sols humides durant toute la saison de croissance et sont capables de supporter de courtes périodes d'inondation (Abrahamson et al. (2002) cité par Zalesny and Bauer (2007)). Cependant, l'engorgement et les sols peu aérés limitent la croissance des plantes en limitant les échanges gazeux et l'absorption de nutriments (Figure 7). Les sols peu drainés, en particulier les tourbes et argiles lourdes, ne sont pas recommandées pour plusieurs raisons. En effet, en plus de limiter la croissance des plantes, les sites humides restreignent l'utilisation et le calendrier de l'application d'herbicides, rendant le contrôle des adventices difficile à réaliser (Mitchell et al., 1999). La gestion efficace des TCR/TTCR repose sur la mécanisation de certaines opérations. La circulation de machines sur un sol humide, particulièrement en hiver lors de la récolte, entraîne le compactage du sol et la formation d'ornières qui peuvent compromettre la productivité à long terme du site. Dans les régions où le sol est gelé en hiver, les dégâts causés sur le sol à la récolte sont largement réduits et une gamme plus large de sols peut être considérée dans ces régions (Mitchell et al., 1999). Une profondeur d'au moins 1 m de sol est recommandée comme minimum pour l'établissement d'une culture en TCR ou TTCR (Zalesny and Bauer, 2007). *Salix* et *Populus* ont montré une meilleure croissance dans des sols légèrement acides avec un pH entre 5.0 et 7.5 pour *Populus spp* et entre 5.5 et 8.0 pour *Salix* (Mitchell et al., 1999; Zalesny and Bauer, 2007). Des sites étendus et plats améliorent l'efficacité des opérations mécanisées et permet une plus grande flexibilité dans la conception du site. Les sites pierreux ne sont pas forcément à exclure, cependant les grosses pierres (diamètre > à 15 cm) présentes en surface doivent être retirées avant la plantation pour éviter d'abimer les machines de récolte (Mitchell et al., 1999).

Table 3. The influence of soil texture and drainage condition on site quality (very good – poor) for poplar. Shaded fields indicate potential to improve suitability through ditching, installing drain tile, subsoiling, or some combination (source: Dickmann and Stuart 1983).

Dominant profile textures	Natural drainage class		
	Well and moderately well drained	Somewhat poorly drained	Poorly and very poorly drained
Fine clay (>60% clay)	Fair	Fair	Poor
Clay (40–60%)	Fair	Fair	Poor
Clay loam and silty clay loam	Good	Poor	Poor
Loam and silt loam	Good – very good	Fair	Poor
Loam and silt loam 25–50 cm over well-decomposed peat	Good – very good	Poor	Poor
Loam and silt loam marbled with well-decomposed peat	Good – very good	Fair–good	Poor
Sandy loam	Very good	Fair–good	Poor
Loamy sand	Very good	Fair–good	Poor
Sand	Poor	Fair	Poor
Sandy loam 35–100 cm over clay	Very good	Fair	Poor
Sandy loam 50–100 cm over loam – clay loam	Very good	Fair	Poor
Sandy loam 50–100 cm over sand	Good	Very good	Poor
Loamy sand 35–100 cm over clay	Very good	Fair	Poor
Sand – loamy sand 50–100 cm over loam – clay loam	Very good	Very good	Poor
Sand – loamy sand 100–150 cm over loam–clay	Good	Very good	Poor
Muck	N/A	N/A	Poor–fair

Figure 7 : Influence de la texture du sol et des conditions de drainage sur la qualité du site (très bon – mauvais) pour le peuplier. (Stanturf et al., 2001)

1.1.3.3 Choix du matériel végétal

a) Genre / espèce

Les meilleures espèces et provenances doivent être sélectionnées en fonction du site et de conditions climatiques. Plusieurs genres ont été testés pour leur adaptabilité au système de culture en TCR ou TTCR dont : *Salix*, *Populus*, *Eucalyptus*, *Robinia* et *Alnus* par exemple (voir section 1.1.2). Les espèces les plus couramment utilisées et étudiées sont des espèces des genres *Salix* et *Populus*. Cependant, l'utilisation de *Robinia pseudoacacia*, par exemple, peut être justifiée en particulier sur des sites pauvres ou dégradés. Grunewald et al. (2009) obtiennent, par exemple, des rendements supérieurs sur un site de succession minière pauvre avec *R. pseudoacacia* (3 t MS/ha/an) qu'avec *Salix* ou *Populus*. Les espèces pionnières utilisées en TCR et TTCR ont une croissance forte dans les premières années après la plantation ce qui permet d'atteindre des rendements élevés en quelques années (Bonduelle (1989) cité par Kauter et al. (2003)). Les récoltes répétées des systèmes TCR et TTCR permettent de profiter de la forte croissance juvénile de ces espèces. Après la première récolte, la plante profite d'un système racinaire déjà établi ((Cannell et al., 1987; Sennerby-Forsse et al., 1992) cités par Kauter et al. (2003)).

b) Clone

L'expression des caractéristiques des espèces pionnières dépend de l'espèce et/ou du clone (Bonduelle (1989) cité par Kauter et al. (2003)). Par exemple, le peuplier noir (*Populus nigra*) a les caractéristiques des arbres pionniers les plus prononcées du genre *Populus*. Il ne supporte donc pas une densité de plantation élevée le rendant peu adapté au système de production TCR et TCCR.

Les résultats de Heilman and Stettler (1986) (cité par Kauter et al. (2003)) montrent des différences importantes entre les clones de *Populus* testés (Tableau 9). Les différences surviennent à cause de différences dans la stratégie de croissance. Le rendement est en général dépendant de l'efficacité d'utilisation des ressources (ex : avantages pris de la durée de la saison de végétation, surface foliaire, capacité à rejeter de souche). L'âge auquel est atteint le MAI maximum varie entre les clones. Par conséquent, pour des rotations courtes, il convient de choisir des clones qui atteignent leur MAI maximal tôt, principalement les clones de *P. trichocarpa* x *P. deltoides* et *P. maximowiczii* x *P. nigra*, (Teissier du Cros (1989) cité par Kauter et al. (2003)). Le bon potentiel de ces hybrides est dû en partie à leur longue période de croissance permise par une pousse précoce au printemps et la sénescence tardive des feuilles à l'automne (Mitchell, 1992). Un autre facteur qui contribue aux bons rendements de ce groupe est la grande surface foliaire (grand nombre de feuilles de grande taille) (Mitchell, 1992). Un des problèmes des clones qui ont ces caractéristiques est que le recyclage des nutriments peut ne pas être réalisé complètement ce qui rend la plante plus sensible aux gelées (Hytonen (1996) cité par Kauter et al. (2003)). Pour des rotations plus longues (> 10 ans) et des sites moins favorables il serait préférable de sélectionner des clones qui atteignent le MAI maximal plus tard et sont moins demandeurs en nutriments comme les clones *Populus tremula* ou les hybrides de *P. tremula* de *P. tremuloides* par exemple. La résistance aux maladies et aux ravageurs est également un facteur important dans le choix des clones en TCR/TCCR. Le clone choisi doit avoir un bon rendement une forte efficacité d'utilisation des nutriments et être relativement résistant aux maladies. Pour réduire l'impact et la propagation de maladies ou ravageurs, un mélange multi-clonal peut être envisagé (Mitchell (1992) cité par Kauter et al. (2003)). Dans ce cas il est préférable de choisir des clones ayant des stratégies de croissance similaires ou de privilégier des plantations en mosaïque de petites parcelles monoculturelles (FCBA, 2009). Des variations dans la capacité des clones de *Salix* à accumuler des éléments traces métalliques (ETM) ont été mises en évidence. Certains peupliers semblent également être capables d'accumuler certains ETM (voir section 1.2.2.4)

1.1.3.4 Conception de la plantation

Une bonne conception de plantation devrait permettre de trouver un équilibre entre maximisation des bénéfices du TCR/TCCR, en termes de productivité et d'efficacité des opérations, et minimisation des effets néfastes sur le paysage et l'environnement.

La conception de la parcelle devrait être pensée de façon à optimiser l'efficacité de toutes les opérations mécanisées. La plantation sur de longues rangées droites serait optimale mais s'avère souvent impossible à mettre en place sur le terrain compte tenu de la géographie du site. Les rangs devraient être orientés dans la direction de la plus grande longueur sauf si le terrain est en pente ;

dans ce cas il faudrait faire en sorte que la pente dans le rang et la pente latérale ne soit pas supérieure à 10% et 6% respectivement (Deboys (1996) cité par Mitchell et al. (1999)) afin de limiter les risques d'érosion des sols. L'utilisation du double rang est très fréquente en particulier pour les espèces de *Salix* en TTCR, avec un espacement variant entre 0.75 et 0.78 m entre les rangs et 1,5 m entre les doubles rangs. Ce système est le plus efficace pour s'adapter aux machines utilisées en TTCR, et permet de récolter 2 rangs simultanément. L'écartement entre les plants sur un rang peut varier suivant la densité voulue mais tourne généralement autour de 0.6 à 0.9 m (Mitchell et al., 1999; Zalesny and Bauer, 2007).

Des fourrières¹ de 4 à 5 m de large permettent aux machines de tourner facilement à la fin du rang. L'expérience a montré que le sol des fourrières non plantées souffrent d'importants dommages, notamment durant la récolte en hiver (Deboys (1996) cité par Mitchell et al. (1999)). En conditions humides ou sur des sols meubles, la structure des racines du TCR ou TTCR fournit un support structurel aux machines, réduisant le niveau des dommages. Il est cependant recommandé que dans ce cas la fourrière soit plantée perpendiculairement à l'orientation des rangs de la plantation. Planter jusqu'en bordure de champs peut cependant réduire le potentiel environnemental et paysager du site. Donc quand les conditions de sol sont adaptées, il est préférable de ne pas planter les fourrières ou de les végétaliser avec de l'herbe ou un mélange pour gibier.

1.1.3.5 Densité de plantation

Une forte densité de plantation initiale facilite la fermeture rapide du couvert, réduisant le besoin de contrôle des espèces adventices. Une densité élevée peut également permettre un meilleur rendement en première rotation (Ledin and Willebrand (1995) cité par Mitchell et al. (1999)). La durée de la rotation devrait être dépendante de la densité de plantation initiale et du taux de croissance (Mitchell et al., 1999). Kauter et al. (2003) suggèrent que plus le cycle de rotation est court, plus la densité de plantation devrait être élevée pour conserver un bon rendement. Bullard et al. (2002) comparent les rendements de deux espèces de saules (*S. dasyclados* et *S. viminalis*) à plusieurs densités de plantation (de 10000 à 111000 plants/ha). Ils observent que les deux espèces ayant des schémas de croissance différents, elles ne réagissent pas de la même manière à une augmentation de la densité de plantation et de la durée du cycle de rotation. *S. viminalis* produisait des tiges dressées alors que *S. dasyclados* avait des tiges plus étalées. De part cette caractéristique *S. viminalis* supportait mieux de fortes densité de plantation et conservait un nombre de tiges constant même après la fermeture du couvert. Dans l'étude de Bullard et al. (2002) cette différence morphologique permettait une meilleur efficacité d'utilisation de la lumière en particulier à de forte densité de plantation. La morphologie de *S. dasyclados* fait que cette espèce est affectée par l'auto-éclaircie à des densités de plantation élevées, c'est à dire la mort d'une partie de ses tiges et de ses feuilles après fermeture du couvert. La disponibilité de la lumière a été proposée comme étant le facteur le plus influent dans de la survie des tiges de *Salix spp.* en taillis (Verwijst (1991) cité par

¹ Zones en bordure de parcelle utilisées pour effectuer les manœuvres.

Bullard et al. (2002)). Comme le prix du matériel végétal représente jusqu'à 65% du coût de plantation, les profits obtenus avec des densités de plantation élevées (forte productivité à l'hectare) pourraient être annulés par l'augmentation du coût de plantation.

1.1.3.6 Durée du cycle de rotation

La productivité maximum de la plantation est atteinte quand l'accroissement annuel moyen (MAI) (rendement total à la récolte / durée de la rotation) est à son maximum (Bonduelle (1989) cité par Kauter et al., 2003)). Cet accroissement permet de déterminer la durée de la rotation optimale pour maximiser les rendements. Cependant les données disponibles montrent en général que la récolte est faite avant que le MAI optimal soit atteint. Cela est principalement dû à la forte augmentation du coût de récolte lorsque que le diamètre des arbres augmente (Hartmann and Thuneke (1997) cité par Kauter et al. (2003)). L'opération de récolte des TCR ou TTTCR représente un coût significatif dans la chaîne d'approvisionnement globale, jusqu'à 70% selon Mitchell et al. (1995) (cité par Mitchell et al. (1999)). Des récoltes moins fréquentes permettraient donc de réduire le coût unitaire de la production de bois. Il conviendrait par conséquent de récolter les TCR/TTTCR le plus tard possible, mais lorsque la taille des troncs n'obligent pas à utiliser du matériel de récolte plus lourd et plus coûteux. De plus, des récoltes répétées peuvent entraîner des dégâts sur le sol et le stress de la plante, entraînant éventuellement une perte de vigueur de la plante et des rendements réduits. Des récoltes moins fréquentes peuvent permettre une plus grande durée de vie de la plantation (Sennerby-Forsse (1997) cité par Mitchell et al. (1999)). Cependant, avec l'allongement du cycle de rotation la compétition dans les parcelles plantées à forte densité réduit la vigueur de pousse et le nombre de tiges (Cannell (1989) cité par Kauter et al. (2003)). Dans un essai sur des hybrides *P. deltoide* x *P. nigra* « Campeador » de 4 ans, une forte corrélation a été observée entre la densité de plantation (10 000 et 1666 plants/ha), le poids moyen des plants (Bullard et al., 2002) et la proportion de tiges dans la biomasse aérienne (55.4 contre 47.9%) (Ciria et al. (1996) cité par Kauter et al. (2003)).

1.1.3.7 Préparation du site

La gestion d'un TCR/TTTCR se rapproche plus des pratiques agricole que de celles trouvées en gestion forestière conventionnelle. Ceci est particulièrement vrai en ce qui concerne la préparation du site, en automne avant la plantation. La préparation est essentielle pour la réussite de l'établissement d'une plantation de *Salix spp.* ou *Populus spp.*, car une préparation inadaptée réduirait fortement le taux de survie et la croissance des plantes de ces genres (Abrahamson et al., 2002; Stanturf et al., 2001).

La végétation existante doit être éliminée à l'aide d'un herbicide adapté, comme le Glyphosphate par exemple, pour contrôler le maximum d'adventices annuelles et pérennes (Ledin and Willebrand (1995) cité par Mitchell et al. (1999)). Le sol est ensuite labouré profondément, hersé, et laissé nu durant l'hiver pour permettre au gel de fractionner la structure du sol. Immédiatement avant la plantation, le sol est hersé et un herbicide de contact est de nouveau passé pour laisser un sol fin et sans plantes adventices. Un travail fin du sol est essentiel pour permettre un bon contact entre la bouture et le sol

et améliorer la capacité de rétention de l'humidité du sol. Le retrait de pierre peut être envisagé pour éviter les dégâts qu'elles pourraient causer sur les plantes et sur les machines de récolte.

Les TCR et TTCR de saules et de peupliers sont connus pour être demandeurs en nutriments et pour bien répondre sur des sols fertiles. Avant de planter, une analyse des nutriments du sol peut être effectuée pour mettre en évidence une éventuelle carence qui pourrait ensuite être rectifiée par l'apport de nutriments inorganiques ou organiques. Les fertilisants organiques peuvent être enfouis pendant la phase de préparation du sol.

1.1.3.8 Plantation

La réussite de la phase d'implantation du TCR ou TTCR influence fortement le rendement (Kauter et al., 2003). Les saules et peupliers se multiplient facilement à partir de boutures prélevées sur des tiges d'un an (diamètre entre 10 et 20 mm). Les boutures sont généralement longues d'environ 200 mm (entre 150 et 450 mm (Abrahamson et al., 2002) cité par (Zalesny and Bauer, 2007)) et sont plantées verticalement en laissant environ 10 à 20 mm dépasser du sol. La bonne santé des boutures est cruciale pour le bon développement de l'arbre. Les boutures doivent être saines, de bonnes dimensions et avoir des bourgeons végétatifs bien développés (Zalesny and Bauer, 2007). Après collecte, les boutures sont stockées dans des sacs plastiques à environ 5°C jusqu'au printemps (Mitchell et al., 1999; Zalesny and Bauer, 2007), ceci afin d'éviter le développement prématuré des pousses avant la plantation qui réduirait le taux de survie des plants (Abrahamson et al. (2002) cité par Zalesny and Bauer (2007)). Avant la plantation, les boutures doivent être stockées dans de l'eau jusqu'au 2/3 de la hauteur, bourgeons vers le haut, pendant 3 jours ou jusqu'à ce que l'on puisse observer la formation de nodules racinaires. Les boutures sont ensuite conservées dans un endroit sombre et frais jusqu'à la plantation (Zalesny and Bauer, 2007). *Populus spp.* devrait être planté lorsque la température nocturne du sol à une profondeur de 20 à 25 cm est au moins de 14°C durant 4 jours consécutifs (Zalesny et al. (2005b) cité par Zalesny and Bauer (2007)).

Le développement des plantations en TCR/TTCR a conduit au développement de machines spécialisées dans la plantation de boutures (plantation de 1 ha/h par exemple pour le 'Step planter' de Salix Maskiner) ce qui permet des coûts unitaires plus bas à condition qu'une surface suffisante soit établie.

1.1.3.9 Soins culturaux

a) Désherbage

Etant des espèces pionnières, *Salix spp.* et *Populus spp.* ne sont pas des espèces compétitives. Il est donc essentiel que la plantation soit maintenue avec le moins de plantes adventices possibles (Mitchell et al., 1999), en particulier durant la phase d'établissement, afin d'éviter que les boutures ne souffrent de l'ombre ou du manque d'eau (Kauter et al., 2003). Les rendements obtenus sur des essais britanniques avec le clone « Boleare » étaient inférieurs de 60 à 90% sur des parcelles non désherbées comparés aux rendements des parcelles désherbées la première année. La troisième

année, la croissance réduite et la mortalité continuaient de faire chuter le rendement de 40 à 70% [(Clay and Dixon, 1997; Dixon and Clay, 1997) cité par Kauter et al. (2003)].

Un herbicide de prélevée appliqué juste après la plantation lorsque tous les bourgeons végétatifs sont dormants permet d'éviter le contrôle des mauvaises herbes pendant la majeure partie de la première année (Zalesny and Bauer, 2007). L'application d'un herbicide permet aux boutures de s'implanter correctement jusqu'à fermeture du couvert. Même après une préparation soignée, les mauvaises herbes peuvent repousser et devenir un problème pour la culture. Les génotypes de *Salix* sont sensibles aux herbicides de post-levée, donc dans le cas de l'échec de l'herbicide de prélevée, il convient d'effectuer un contrôle mécanique ou de protéger les arbres en cas d'utilisation d'un herbicide de contact (Abrahamson et al., 2002 cité par Zalesny and Bauer (2007)). Un asperseur à faible pression peut être utilisé pour éviter au maximum le contact avec les plants. Après récolte, un traitement peut être fait par aspersion au début du printemps avant que le taillis commence à rejeter de souche (Mitchell et al., 1999).

b) Fertilisation

Le retrait régulier de la biomasse du site de plantation peut conduire à une diminution de la fertilité du site et donc du rendement de la plantation. Pour le maintien de la productivité du site il est souvent nécessaire d'apporter un fertilisant inorganique ou organique afin de compenser les exportations (Dimitriou and Aronsson, 2011; Dimitriou and Rosenqvist, 2011; Justin et al., 2010; Quaye et al., 2011). Le besoin de fertilisation dépend du statut nutritionnel initial du site et la quantité de matière retirée du site à la récolte (voir section 1.2.2.3). Des essais au Royaume-Uni indiquent que sur des terres précédemment utilisées pour des cultures arables il n'y a pas d'augmentation significative du rendement avec l'apport de fertilisants durant les 10 premières années de la plantation (Mitchell et al. (1995) cité par Mitchell et al. (1999)). Les plantations sur des prairies moins fertiles peuvent nécessiter l'ajout de fertilisants qui peuvent être plus facile à appliquer l'année après la récolte (Ledin and Willebrand (1995) cité par Mitchell et al. (1999)). D'autres études montrent des rendements biomasse de TCR/TTCR supérieurs lorsque les plantations sont fertilisées (Adegbidi *et al.*, 2003) en particulier sur des sols pauvres et marginaux. Cependant sur des sites fertiles le rendement ne semble pas répondre à la fertilisation ce qui indique que les nutriments fournis par le sol sont suffisants pour supporter les besoins même élevés de *Populus spp.* (Stanturf et al., 2001).

c) Contrôle des ravageurs et maladies

Les ravageurs les plus importants des TCR/TTCR de *Salix* et *Populus* sont les chrysomèles *Phyllodecta spp* (ou *Phratora spp.*) et *Galerucella lineola*. En grand nombre, ces ravageurs causent une défoliation sévère et des pertes de productivité. Le contrôle des ravageurs avec des pesticides est très cher, difficile à mettre en œuvre et diminue le bénéfice environnemental des TCR/TTCR. Une étude au Royaume-Uni, (Kendall et al. (1996) cité par Mitchell et al. (1999)) montre que les chrysomèles ont une préférence pour les feuilles qui ont une forte concentration en phénols. On en a conclu que les espèces *S. eriocephala*, *S. purpurea* et *S. burjactica* qui ont de faibles concentrations en phénols pourraient jouer un rôle important dans les programmes de sélection du saule.

Les jeunes plantations sont susceptibles d'être broutées par des mammifères comme les lapins et les cervidés contre lesquels plusieurs systèmes de contrôle sont possibles comme la chasse, le piégeage ou l'installation de clôtures. La méthode la plus appropriée va dépendre du degré de dommages causés et de la taille de la plantation. Les plantations déjà établies sont moins vulnérables.

Il y a une grande variété de maladies qui affectent les espèces des genres *Salix* et *Populus*, mais celle qui cause le plus de dommage est la rouille (*Melampsora spp.*). L'infection par la rouille cause des chloroses, la chute prématurée des feuilles, une perte de rendement et dans les cas sévères, la mort de la plante (Royle et al., 1992). La rouille rend également les plantes plus susceptibles aux attaques d'autres pathogènes ou ravageurs. Une infection par *Melampsora spp.* peut être contrôlée par l'utilisation de fongicides mais cette méthode n'est pas recommandée car elle est coûteuse et difficile à mettre en œuvre. De plus dans le but de limiter l'impact de la plantation de TCR/TTCR sur l'environnement il est préférable de réduire au maximum l'apport de produits phytosanitaires. L'utilisation de mélanges multi-clonaux et/ou de clones présentant une résistance à la rouille peuvent limiter les pertes. L'utilisation bien raisonnée de mélanges clonaux a montré une réduction de la gravité des infections et donc un meilleur rendement. Les clones choisis doivent avoir des caractéristiques de croissance et une capacité concurrentielle similaire mais doivent être sensibles à des pathotypes (ou race) de rouille différents. (Dawson and McCracken, 1995). La résistance à la rouille est un des premiers critères de sélection des programmes de sélection de *Salix* et *Populus*

1.1.3.10 Récolte , stockage et séchage

D'un point de vue pratique, le choix de la date de récolte n'est pas très flexible. En effet afin de maintenir la viabilité de la plantation et de favoriser le rejet de souche la récolte doit avoir lieu en hiver (Kauter et al., 2003). La récolte se fait lorsque les feuilles sont tombées et que les plantes sont dormantes afin de minimiser l'impact sur la plante, diminuer la teneur en eau du bois, et réduire la quantité de nutriments exportés du site. Cependant, en hiver le sol est souvent humide et risque d'être fortement altéré par le passage des machines.

Le choix des techniques de récolte, broyage, et stockage dépend largement de la taille de la plantation et de l'utilisation finale du bois. L'examen de chaque élément de la chaîne d'approvisionnement doit se faire dans le contexte de la stratégie globale d'approvisionnement. Deux techniques de récolte sont possibles : la technique de passage unique pour la coupe et le broyage, et la récolte en tiges entières. La technique en passage unique se rapproche des techniques de récolte agricoles. On utilise des têtes de récolte spécialement conçues pour TCR/TTCR ou des têtes d'ensileuses agricoles modifiées. Les copeaux ou plaquettes sont récupérés dans une remorque directement attelée à l'engin de récolte ou dans la remorque d'un deuxième tracteur qui évolue en parallèle de la machine de récolte. La récolte en tige entière se fait avec une récolteuse autoportée ou attelée à un tracteur.

Les plaquettes fraîchement coupées ont une teneur en eau correspondant à 50% à 60% de la biomasse fraîche. Si ces plaquettes sont stockées humides, le développement de champignons entraînerait une perte de biomasse de 3% par mois. Pour éviter cette perte les plaquettes doivent être

utilisées rapidement ou stockées sèches ou en tas couvert et ventilé à l'air chaud ou froid. Les tiges entières peuvent être stockées en champs ou elles sècheront à l'air. Par conséquent, la récolte en tiges entières serait plus adaptée pour un stockage de longue durée. Cependant, un système de broyage devra être mis en place dans une seconde phase.

- Les principales espèces utilisées en TCR et TTCR sont les espèces des genres *Salix* et *Populus*. D'autres espèces peuvent être utilisées comme les aulnes (*Alnus*, sp.), le robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*) et les eucalyptus (*Eucalyptus* sp.).
- Au sein de ces espèces, la variabilité génétique est souvent grande. Les programmes d'amélioration génétique notamment sur le saule et le peuplier ont permis le développement de nombreux clones et variétés ayant des caractéristiques propres.
- Le choix du matériel végétal est donc important et doit se faire notamment en fonction du site (sol, climat,...) mais aussi d'autres critères comme les propriétés du bois, l'architecture des arbres, la tolérance des plantes aux agresseurs et aux maladies.
- Le mélange de différents génotypes au sein d'une même parcelle est généralement recommandé, notamment pour limiter les risques liés aux ravageurs et maladies mais aussi ceux liés au climat par exemple (période de crue, sécheresse, ...).
- Les plantations commerciales sont généralement plantées à des densités comprises entre 1 000 et 3 000 tiges par hectare en TCR et entre 8 000 et 20 000 tiges/ha en TTCR en fonction du matériel végétal utilisé.
- La préparation du sol avant plantation et le contrôle des adventices semblent être des opérations à ne pas négliger pour la réussite d'un TCR ou TTCR.
- La nécessité de fertiliser les TCR et TTCR est discutée dans la bibliographie. Si un apport en éléments fertilisants (minéraux ou organiques) est réalisé, le calcul des doses devrait toujours être calculé en fonction du site, des besoins des plantes et du stade de développement de la plantation concernée et ne peut donc pas être généralisé et transposé à d'autres plantations.
- La récolte des TCR et des TTCR est généralement mécanisée. La récolte se fait en général avec des machines forestières (TCR) ou avec des machines agricoles modifiées (TTCR).
- La biomasse est stockée est séchée en tiges entières ou en copeaux ou plaquettes.

1.2 Phytoépuration / phytoremédiation

1.2.1 Définition

La phytoremédiation est définie comme l'utilisation de plantes pour retirer des polluants de l'environnement ou pour les rendre inoffensifs (Salt et al., 1998). L'idée de base selon laquelle on peut utiliser des plantes pour assainir l'environnement est très ancienne. La phytoremédiation peut être appliquée à des contaminants organiques et inorganiques présents dans un substrat solide (le sol par exemple) liquide (l'eau) ou dans l'air. La phytoremédiation est généralement divisée en différentes catégories (Pulford and Watson, 2003) :

- La phytoextraction : c'est l'utilisation de plantes accumulatrices de polluants pour retirer les métaux ou les contaminants organiques du sol en les concentrant dans la partie récoltable de la plante (Pulford and Watson, 2003; Salt et al., 1998). La plante extrait et capture les éléments du sol (Angle and Linacre (2005) et cités par Zalesny and Bauer (2007) ; Landberg and Greger (1996)).
- La phytodégradation : c'est l'utilisation de processus métaboliques des plantes et des micro-organismes associés pour dégrader des polluants organiques (Newman et al., 1997; Pulford and Watson, 2003; Salt et al., 1998; Zalesny and Bauer, 2007).
- La rhizofiltration : c'est l'utilisation des racines de la plante pour absorber les polluants, généralement les métaux, de l'eau et des eaux usées (Pulford and Watson, 2003; Salt et al., 1998). Les exsudats produits par les racines participent également à la dégradation des éléments organiques dans la rhizosphère (Zalesny and Bauer, 2007).
- La phytostabilisation : c'est l'utilisation de plantes pour réduire la biodisponibilité et la mobilité des polluants dans l'environnement soit par immobilisation soit par prévention de leur migration (Pulford and Watson, 2003; Salt et al., 1998; Vangronsveld et al., 1995). Les éléments sont confinés dans la rhizosphère [(Anderson et al., 1993; Schnoor, 2000) cités par Zalesny and Bauer (2007)].
- La phytovolatilisation : c'est l'utilisation de végétaux pour volatiliser des contaminants. Le contaminant organique ou inorganique est extrait du substrat, métabolisé et transpiré dans l'atmosphère (Newman et al., 1997; Zalesny and Bauer, 2007).
- L'utilisation de plantes pour retirer des contaminants de l'air (Salt et al., 1998)

Le développement de la phytoremédiation est dû au fort coût des autres méthodes de remédiation et à l'intérêt croissant pour les méthodes « écologiques » et durables (Pulford and Watson, 2003). Initialement l'intérêt était porté sur des plantes hyper-accumulatrices, capables d'accumuler des éléments potentiellement phytotoxiques à des concentrations jusqu'à 100 fois supérieures aux plantes non-accumulatrices (Pulford and Watson, 2003; Salt et al., 1998). Ces plantes ont montrées des mécanismes particuliers de séquestration de métaux et parfois des besoins spécifiques en métaux supérieurs aux autres plantes (Shen et al., 1997). Certaines plantes semblent capables de mobiliser des métaux à partir de fractions moins solubles du sol que les espèces non-accumulatrices (McGrath

et al., 1997). Ces plantes sont endémiques de zones de minéralisation naturelle ou de zones de déblais miniers.

- La phytoremédiation est définie comme l'utilisation de plantes pour retirer des polluants de l'environnement ou pour les rendre inoffensifs. Cette notion regroupe la phytoextraction, la phytodégradation, la rhizofiltration, la phytostabilisation et le phytovolatilisation et l'épuration de l'air par les plantes.
- Les espèces utilisées en TCR/TTCR ont le double avantage d'avoir de bon rendements de biomasse et d'être pour certaines adaptées à des systèmes de phytoremédiation de sols contaminés ou d'épuration d'effluents.

1.2.2 Caractéristiques du système TCR TTCR intéressantes pour la phytoremédiation

Aujourd'hui, l'intérêt se porte de plus en plus vers l'utilisation d'arbres pour la phytoremédiation. Par exemple, l'utilisation des arbres comme couverture végétale sur des sites contaminés en métaux a reçu une attention grandissante depuis le début des années 1990 (Aronsson and Perttu, 1994; Aronsson and Perttu, 2001; Pulford and Watson, 2003). L'utilisation d'arbres serait peu coûteuse, durable et écologique pour assainir les sols contaminés (Dickinson, 2000), notamment quand il n'y a pas de contrainte de temps pour la réutilisation du site (Riddell-Black, 1994). Les avantages sont principalement la stabilisation du sol ou du déchet mais dans certain cas la phytoextraction pourrait être suffisante pour « nettoyer » le sol (Pulford and Watson, 2003). L'utilisation de l'accumulation de polluants dans la biomasse des plantes comme méthode de décontamination est limitée par la productivité de la plante et la concentration en contaminants dans la partie exportable de la plante. Par exemple *Thlaspi caerulescens* est une plante connue comme étant hyper-accumulatrice de Zn (zinc) mais son utilisation sur le terrain est limitée car la plante est très petite et a une croissance lente. La plante idéale pour la phytoremédiation d'un site contaminé serait une plante forte productrice de biomasse et qui pourrait à la fois tolérer et accumuler de grandes quantités du contaminant auquel on s'intéresse (Ebbs and Kochian (1997) cité par Pulford and Watson (2003) ;Landberg and Greger (1994)). Une telle combinaison peut ne pas être possible, il faudrait alors faire un compromis entre accumulation de contaminants et production de biomasse.

L'utilisation du système TCR/TTCR pour la phytoremédiation de sols contaminés ou d'effluents nécessite que les plantes soient tolérantes aux conditions du site éventuellement modifiées par les épandages et qu'elles soient capables de jouer leur rôle d'assainissement du sol ou des effluents par extraction, stabilisation ou dégradation des contaminants. Le choix du matériel végétal utilisé dans les systèmes de production conçus pour fournir un service environnemental spécifique, en plus de la production de biomasse, doit prendre en compte des critères supplémentaires. Par exemple, certaines

applications nécessitent la sélection d'espèces résistantes à la présence de dioxyde de carbone ou de méthane dans la zone racinaire, capables de prélever de grandes quantités de nutriments, résistantes à l'humidité, à la sécheresse, à l'alcalinité, à l'acidité, à la compaction des sols et à la présence d'ETM ou de composés organiques toxiques (Hightshoe, 1998; Logan, 1992). Des études sur l'établissement d'arbres sur des sites contaminés ont considérés notamment des espèces des genres *Salix*, *Betula*, *Populus*, *Alnus*, et *Acer*. Ces études s'intéressaient en premier lieu aux prélèvements d'éléments traces métalliques (ETM), à leur distribution à l'intérieur de la plante et aux mécanismes de tolérance. Pour la phytoremédiation l'attention a principalement été portée sur des espèces très productives comme *Salix spp.* (Pulford and Watson, 2003) ou *Populus spp.* dans une moindre mesure. En effet, les arbres sont de bons producteurs de biomasse et des programmes de sélection ont déjà étudié et exploité la grande variabilité génétique de certains genres (Pulford and Watson, 2003). Les espèces arbustives du genre *Salix* ont de nombreuses caractéristiques qui font d'elles de bonnes candidates pour les cultures dédiées à la production de biomasse. Leur système racinaire pérenne, extensif et diffus, leur fort taux de transpiration et leur tolérance aux conditions d'engorgement les rendent potentiellement adaptées pour une grande variété d'applications. Des années de recherches et développement sur la production de biomasse de *Salix spp.* ont permis de mieux comprendre la biologie de ce genre. Ces informations sont utilisées pour adapter le système de production actuel de *Salix spp.* à d'autres applications comme la phytoremédiation (Riddell-Black et al. (1997) cité par Volk et al. (2006)).

1.2.2.1 Tolérance aux conditions du site

Pour que le système TCR/TTCR fonctionne pour la phytoremédiation, les plantes doivent être tolérantes aux conditions de site afin que la plantation puisse s'établir et se développer correctement. L'apport d'effluents peut en effet modifier les conditions de site par un apport en eau, en nutriments ou en contaminants et ainsi limiter le développement des plantes. L'importance de ces modifications dépend du type d'effluent apporté, de la quantité appliquée, de la fréquence et de la date de l'apport. Les caractéristiques des arbres les plus communément mesurées dans des projets de production de biomasse comme dans les projets de phytoremédiation (la hauteur, le diamètre, la biomasse produite, la surface des feuilles, le nombre de feuilles, la surface du système racinaire et le nombre de racines par exemple) permettent d'évaluer le niveau d'établissement et de santé des arbres. Ce sont donc également des caractères utiles pour la sélection de génotypes pour la phytoremédiation (Zalesny and Bauer, 2007). Ces mesures souvent assez faciles à obtenir peuvent correspondre à des processus biologiques particuliers à la remédiation. Par exemple, l'étendue du système racinaire d'un génotype est important pour un projet ayant pour objectif la phytostabilisation d'un ETM ou la rhizodégradation d'un contaminant organique [Anderson et al., 1993 cité par (Zalesny and Bauer, 2007)]. Cependant le principal inconvénient de ces mesures allométriques est qu'elles ne donnent pas d'informations directes sur la phytoremédiation.

Dickinson et al. (1992) décrivent la tolérance des plantes à une contamination par des ETM comme étant une multiplicité de réponses physiologiques et biochimiques incluant à la fois des mécanismes d'évitement et de résistance réelle. Une quantité réduite de métaux dans les racines et un faible

prélèvement dans les feuilles sont en général les caractéristiques de la résistance à la contamination par les métaux mais une vraie tolérance supposerait le développement de mécanismes physiologiques, avec une base génétique (Dickinson et al. (1992) cité par Pulford and Watson (2003)). La stabilité génétique de la tolérance semble discutable car elle pourrait être acquise et perdue par l'arbre. Punshon and Dickinson (1997) ont montré par exemple que la résistance aux ETM de *Salix spp.* peut être améliorée par une acclimatation progressive des arbres aux ETM. Leur travail montrait que l'augmentation graduelle de la concentration en ETM résultait en une plus faible toxicité et en une augmentation de la résistance aux métaux, plus particulièrement dans le cas du Cadmium (Cd). Landberg and Greger (1994) ont testé 94 clones de *Salix* pour leur tolérance et absorption d'ETM en utilisant un système hydroponique. Ils ont estimé la tolérance à partir de mesures de racines et de tiges. Les auteurs ont montré de grandes variations entre les clones testés. Par exemple, certains clones étaient tolérants aux 2 ETM, zinc et cadmium, alors que d'autres n'étaient tolérants qu'à un seul métal. Dans ce travail l'absorption et l'accumulation d'ETM ne semblaient pas être liées à la tolérance ou à la résistance aux ETM. D'autres auteurs suggèrent une relation inversement proportionnelle entre l'absorption de métaux et la résistance à ces métaux. Punshon and Dickinson (1997) trouvent une résistance importante des clones de *Salix*, au cadmium en particulier, qui correspond à un faible niveau d'accumulation du métal dans la plante. Les résultats de ces études montrent qu'il existe une grande variabilité inter et intra-spécifique de résistance aux contaminants. Pour obtenir de bons résultats de production et de phytoremédiation il faudrait alors utiliser des génotypes généralistes, plastiques, performants dans une large gamme de conditions environnementales ou au contraire des génotypes spécialisés qui donnent de bons résultats dans les conditions précises du site concerné ((Dickmann and Keathley, 1996; Orlovic, 1998; Zalesny et al., 2005a) cités par Zalesny and Bauer (2007)).

1.2.2.2 Utilisation de l'eau

a) Bilan hydrique

L'accumulation élevée de biomasse a été reliée à une forte utilisation en eau, spécialement sous les climats les plus chauds. Combinée avec une croissance rapide des TCR/TTCR, une trop grande consommation en eau pourrait modifier les conditions hydriques et le débit des rivières et des sources des environs de la plantation (Dimitriou et al., 2009). En revanche, dans le cas de l'utilisation de système de TCR/TTCR pour la valorisation ou le traitement d'effluents liquides, la forte consommation en eau des espèces à croissance rapide est considérée non plus comme une contrainte pour l'environnement mais comme un avantage, car cela permettrait l'utilisation de grande quantité d'effluents tout en minimisant les risques de ruissèlement ou lessivage de nutriments et contaminants.

En général le bilan hydrique d'une plante peut être décrit par l'équation suivante :

$$P = ETR + W_{RU} + D$$

Où:

P = précipitations (pluies incidentes)

ETR = évapotranspiration

W_{RU} = variation de la réserve utile (variation des stocks)

D = drainage (infiltration profonde)

L'évapotranspiration peut être divisée en a) l'évaporation du sol et des eaux de surfaces et b) la transpiration des plantes (perte d'eau par les stomates des feuilles de la plante). L'interception représente l'eau qui reste sur la couverture végétale et qui n'atteint pas le sol.

$$ETR = T + In + E_s$$

T = Transpiration des plantes

In = interception des précipitations

E_s = évaporation (sol et eaux de surface)

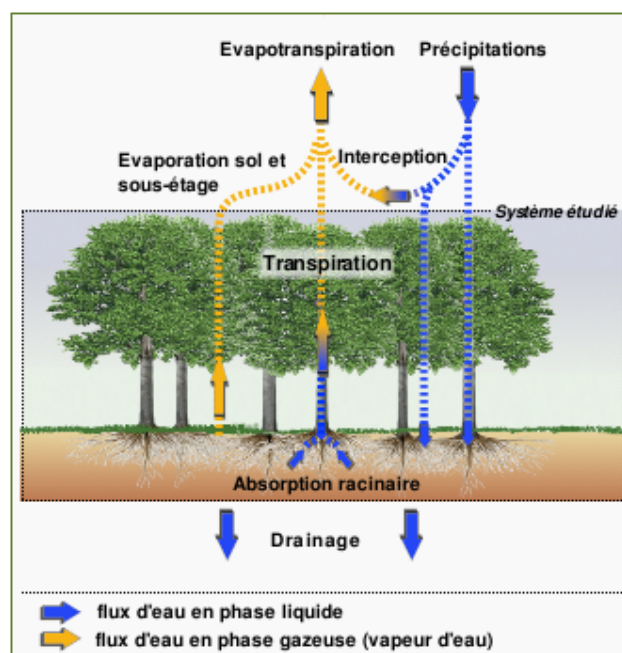


Figure 8 : Bilan hydrique (INRA and Nancy-Université)

Il est assez difficile d'évaluer l'ETR d'une culture car de nombreux facteurs comme la température de l'air et l'humidité de l'air et la force du vent interviennent. Cependant, des études donnant des estimations d'évapotranspiration des plantations de TCR/TTCR existent (Dimitriou et al., 2009).

b) Transpiration et évapotranspiration d'un TCR/TTCR

Dimitriou et al. (2009) compilent les estimations d'ETR pour le saule et le peuplier tirées de différents articles. Ces données sont présentées dans la Figure 9. Les valeurs sont très variables et correspondent à des conditions différentes : précipitations, type de sol, âge des plantes. Par exemple, les précipitations varient de 352 mm à 776mm et certaines valeurs de précipitations représentent des moyennes calculées à partir des données de précipitations sur de longues périodes et d'autres correspondent à des valeurs de précipitations moyennes annuelles durant la période de mesures.

Certaines données d'évapotranspiration sont des valeurs correspondant à la période de végétation et d'autres sont des estimations annuelles.

Pour un TTCR de saule irrigué et fertilisé, sur un terrain argileux dans le sud de la Suède, Persson and Lindroth (1994), estiment une ETR durant la saison de végétation entre 360 et 404 mm (mai - novembre). Persson (1995) estime que l'ETR moyenne de mai à octobre pour 6 plantations différentes dans le sud de la Suède était de 435 mm. Pour un TCR de peuplier en Allemagne les valeurs d'ETR étaient de 404 et 373 mm pour les clones « Beaupré » et « Androscoggin » respectivement (Bungart and Huttl, 2004). Pour des peupliers de 9 ans, Knur et al. (2007) (cité par Dimitriou et al. (2009)) estiment un ETR de 359 mm et Petzold et al. (2011) estiment la transpiration durant la période de végétation (avril - novembre) à 480 mm. Knur et al. (2007) donnent des valeurs d'ETR de 356 mm pour des peupliers de 3 ans. Au Royaume-Uni Hall (2003) estime qu'environ 600 mm d'eau seraient utilisées par un TCR de saule sur sol argileux avec des précipitations équivalentes à 700 mm.

Stand/ shoot age	Site	Soil	Species	Precipitation (mm)	V _{ET} (vegetation period)	V _{ET} (year)	Source
9/9	Methau	loamy loess	Po	690 (Ita)	480		1 GER
3/3	Neuruppin	loamy sand	Po	585		356	2 GER
9/9	Neuruppin	loamy sand	Po	585		359	2 GER
Diverse	div	clay soil	Wi	700 (Ita)		500	3 GB
8/8	Welzow	clayey sand	Po	749		404	4 GER
8/8	Welzow	clayey sand	Wi	352 prec. +222		388	4 GER
2/2 to 5/2	Uppsala	loamy clay		irrigation during vegetation period	435		5 SE
			Wi	586 (Ita)			
3/3	Börringe	sandy loam	Wi	641 (Ita)			6 SE
			Wi	641 (Ita)	360		
6/3	Alyckan	sandy loam	Wi	574 (Ita)	440		6 SE
7/2	Brinkendal	sandy loam	Wi	643 (Ita)	374	481	6 SE
X/2	Silsoe	sandy clay loam	Wi	776 (Ita)		441	7 GB

Sources: 1 Petzold et al., 2008; 2 Knur et al., 2007; 3 Hall, 2003; 4 Bungart et al., 2004; 5 Persson and Lindroth, 1994; 6 Persson, 1995; 7 Stephens et al., 2001

Ita – long-term average

Irr – irrigated

Fert – fertilized

Mean – mean value calculated from different sites

Po – poplar

Wi – willow

Figure 9 : Taux d'ETP de peupliers (P) et de saules (S) en TCR et TTCR dans différents pays. (Dimitriou et al., 2009)

D'autres études s'intéressent aux mesures de flux de sèves pour calculer le taux de transpiration journalier. Les résultats obtenus sont également très variables. Hall and Allen (1997)(cité par Dimitriou et al. (2009)) rapportaient que la transpiration d'un individu de peuplier cultivé au Royaume-Uni atteignait 9 +/- 2 mm/jour en juin. D'autres auteurs donnaient des taux de transpiration en juin et juillet de 5 +/- 1.8 mm/jour, 6 +/- 0.5 mm/jour et 4.8 mm/jours (Allen et al., 1999; Hall et al., 1998; Hinckley et al., 1994), valeurs significativement plus faibles que celles données par Hall and Allen (1997). Hall et

al. (1998) réalisent des mesures de flux de sève sur des saules et peupliers plantés dans la même zone et concluent que les taux de transpiration du saule n'étaient pas significativement différents de ceux du peuplier. Dans une étude plus récente, Petzold et al. (2011) obtiennent un taux de transpiration moyen de 2.2 mm/jour sur 2 saisons de croissance pour un hybride de *Populus* (*P. maximowiczii* x *P. nigra*) et un taux maximum de 6.7 mm/jour.

Facteurs affectant l'évapotranspiration d'un TCR/TTTCR

Les variations importantes du taux de transpiration pour le saule et le peuplier trouvées dans la littérature scientifique indiquent qu'un certain nombre de facteurs affectent le processus d'utilisation de l'eau et le bilan hydrique dans les plantations de TCR/TTTCR, dans le temps et dans l'espace. L'effet des facteurs spécifiques du site (précipitations, type de sol, température, niveau hydrique du sol), de la plante (espèce/génotype, âge), et de la plantation (forme, densité), ainsi que leurs interactions expliquerait la grande variabilité des valeurs d'ETR citées plus haut (Dimitriou et al., 2009). Une évaluation des aspects les plus importants qui doivent être pris en compte dans l'évaluation du bilan hydrique d'un TCR/TTTCR est présentée par la suite.

Précipitations

Busch (2009) met en évidence une relation entre l'évapotranspiration annuelle et les précipitations moyennes annuelles. En prenant en considération la petite quantité de données disponibles, l'incertitude méthodologique et les différences dans les modèles utilisés, les données montrent une tendance à l'augmentation de l'évapotranspiration avec l'augmentation des précipitations moyennes annuelles. Busch (2009) répartit les données citées en 2 groupes. Le premier regroupe les données des plantations bien établies, avec les cycles de rotation les plus longs, dont le système racinaire est bien développé et dont les données de précipitations correspondent aux moyennes des précipitations calculés sur une longue période. Le deuxième groupe correspond aux plantations récemment établies et pour lesquelles les données de précipitations sont clairement différentes des moyennes des précipitations annuelles calculées sur le long terme. L'auteur a ensuite utilisé une régression linéaire pour chaque groupe de données. Les fonctions linéaires obtenues représentent un intervalle d'ETR potentiel (Figure 10). Considérant les données disponibles, cette tendance peut être mise en évidence seulement pour un intervalle de précipitation annuelle allant de 580 mm à 800 mm.

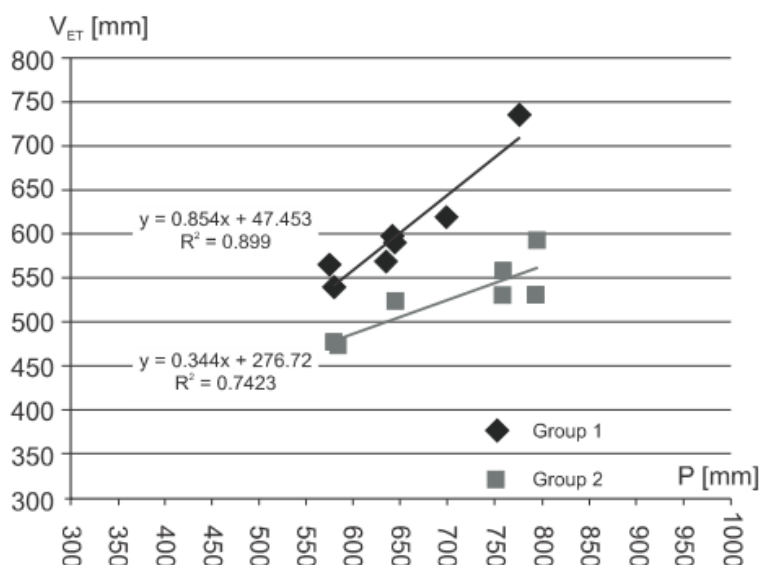


Figure 10 : Corrélation entre les précipitations annuelles et l'évapotranspiration , (Busch, 2009).

Espèce / clone / Géotype

Les spécificités des espèces utilisées en TCR/TTTCR, en particulier *Salix spp.* et *Populus spp.*, qui les différencie des autres cultures du point de vue de leur utilisation de l'eau sont le développement rapide du couvert et l'indice de surface foliaire (LAI) élevé pendant la période de végétation. Ceux-ci affectent notamment le taux de transpiration des feuilles et l'interception des précipitations par la canopée (Dimitriou et al., 2009). Le développement rapide du couvert et le LAI élevé dans les TCR/TTTCR pendant la période de végétation a été rapporté par Hall et al. (1998) et Persson (1995). Pour le clone de peuplier « Beaupré », poussant au Royaume-Uni il a été rapporté que le LAI atteignait 2 mi-mai et un maximum de 4 entre mi-juin et mi-septembre. Le clone Q683 de *Salix viminalis* dans sa troisième année de croissance, dans la même zone, développait ses feuilles plus rapidement atteignant un LAI de 3 autour de mi-avril et le maximum (6.9) fin juin. Le LAI diminue ensuite à 2 mi-octobre (Stephens et al., 2001). Sur un site plus sec (Silsoe, au Royaume-Uni) le même clone de *S. viminalis* avait rapidement développé son LAI de 4 la première année après recepage, mais le développement de feuilles supplémentaires a ensuite été limité par la sécheresse (Stephens et al., 2001).

Les différences de taux de développement du couvert végétal entre les stades de développement, les années et les sites de plantation ont un effet sur l'utilisation de l'eau par les plantes (Stephens et al., 2001). Par exemple au Royaume-Uni, sur un site sec, le LAI maximum pour un TTTCR de *Salix* la première année après recepage était seulement de 4 comparé à 7 pour le même clone au même stade de développement sur un site plus humide ((Souch et al., 2000b) cité par (Stephens et al., 2001)). La sécheresse pourrait donc limiter la durée d'action foliaire, et la canopée n'étant pas suffisamment développée pour permettre la couverture totale du sol, la transpiration serait réduite.

Température.

Petzold et al. (2011) montrent l'influence de la température du sol et de ces interactions avec la demande évaporatoire de l'atmosphère et de la disponibilité en eau pour les racines sur la transpiration d'une plantation de *Populus maximowiczii* x *P. nigra*, (clone Max 1). Ces interactions peuvent limiter le taux d'échange de gaz, et donc la photosynthèse et l'assimilation du carbone, surtout en début et fin de la saison de croissance. Des températures trop basses peuvent être une des raisons principales d'une productivité inférieure au potentiel du clone (Petzold et al., 2011). Il apparaît cependant assez clairement que ces interactions sont fortement dépendantes des caractéristiques du site et du clone. Cela doit être pris en compte, lors du transfert des résultats vers d'autres sites, plus ou moins humides et chauds.

Racines

Le développement du système racinaire semble être différent entre le saule et le peuplier. En général les racines de saules sont plus concentrées dans la partie supérieure du sol (Dimitriou et al., 2009). Rytter and Hansson (1996) observaient que la plupart des racines de saule sur une plantation suédoise étaient concentrées dans les 50 premiers centimètres alors que Hall (2003) trouvait des racines de peuplier jusqu'à 3 m de profondeur. Ces données ne signifient pas forcément que le saule n'est pas capable de prélever l'eau profondément dans le sol en cas de sécheresse mais que le peuplier a probablement une stratégie de développement racinaire différente. La manière dont les différents types de développement racinaire affecteraient le bilan hydrique du TCR/TTTCR ne paraît pas évidente car le niveau hydrique du sol doit aussi être considéré (Dimitriou et al., 2009). Les espèces du genre *Populus* produisent des racines ligneuses de grands diamètres qui poussent de manière radiale à partir de la racine pivotante. Des racines verticales partent de ces racines horizontales et peuvent atteindre des profondeurs de plus de 3 m (Dickmann et Pregitzer, 1993; Heilman et al, 1994). Le modèle d'enracinement de *Salix spp.* est différent. Il est principalement constitué de racines de surface. Cependant, dans des sols peu contraignants, elles peuvent être en mesure d'extraire l'eau à une profondeur similaire à celle de *Populus*. Souch et al. (2000a) ont montré que l'eau a été extraite à une profondeur de 1,8 m par *Salix viminalis* (clone Q683) de deux ans, cultivé sur un sol limoneux-sableux (Stephens et al., 2001). Ces résultats indiquent que les racines avaient atteint au moins cette profondeur. La majorité des racines est toutefois concentrée dans la couche arable du sol, où les ressources alimentaires sont les plus importantes (Stephens et al., 2001).

La distribution des racines peut être modifiée par les caractéristiques du site et les pratiques de culture. Par exemple, le compactage du sol entre les doubles rangs conduit à un nombre réduit de racines dans les 0,3 m supérieur du sol (Souch et al. (2000a) cité par Stephens et al. (2001)). Dans une étude sur une plantation de saules en Suède, les racines les plus fines ont été trouvées dans la partie supérieure du profil de sol (0-0,5 m). Sur cette même plantation, la sécheresse a provoqué une réduction du nombre de racines fines et une augmentation de la profondeur des racines moyennes (Rytter and Hansson, 1996). L'humidité du sol a été donnée comme le principal déterminant de l'accumulation de la biomasse racinaire chez le peuplier. Liu and Dickmann (1992) ont montré que l'engorgement peut provoquer une réduction de la croissance des racines et de l'absorption d'eau à

cause d'une mauvaise aération autour des racines. Dans leur travail, la plus grande quantité de biomasse racinaire a été trouvée dans les pots bien arrosés, des quantités intermédiaires dans les pots secs et les quantités de biomasse les plus faibles dans les pots saturés en eau (Liu and Dickmann, 1992) cité par (Stephens et al., 2001). La production de biomasse de 19 clones testés sous différentes conditions hydriques (bon drainage, niveau d'eau à 10 cm de la surface du sol, niveau d'eau à 5 cm de la surface du sol) variait en réponse à l'engorgement (Hallgren, 1989). En général, les clones ont montré une très bonne tolérance à l'excès d'eau (pas de mortalité) mais la croissance des racines a été limitée dans les sols inondés. Pour la plupart des clones, la capacité à produire des racines dans un sol gorgé d'eau était associée à la productivité de matière sèche totale. Cependant, les clones ont souvent modifié la répartition de leur biomasse dans les sols gorgés d'eau. Si le développement racinaire était réduit, ils ont compensé en augmentant la biomasse de leurs parties aériennes.

Les arbres et autres plantes sont très sensibles aux différences de teneur en eau dans la zone racinaire. Quand les arbres ont accès aux eaux souterraines, il a été montré qu'ils sont capables d'en extraire de grandes quantités d'eau. En Australie, une plantation à forte densité d'eucalyptus a commencé à abaisser la nappe phréatique quatre ans après la plantation. L'absorption d'eau dans la nappe phréatique était estimée à 430 mm sur les 720 mm utilisés par l'arbre dans l'année (Heuperman, 1999). Sur une période de trois mois au Royaume-Uni, des peupliers cultivés dans une plaine inondée, où les racines étaient en contact avec la nappe phréatique transpiraient 213 mm dont environ 90 mm venaient des eaux souterraines. La part d'eau extraite de la nappe phréatique passait de 15 à 63% lorsque l'humidité du sol diminuait (Zhang et al., 1999).

La densité de plantation peut influencer sur la morphologie du système racinaire des arbres. Les arbres plantés proche les uns des autres peuvent avoir un système racinaire plus profond que des arbres du même âge cultivés plus espacés (Stephens et al., 2001).

Forme et taille de la plantation

Des techniques culturales permettent d'augmenter l'utilisation en eau des TCR/TTCR irrigués par des effluents. Par exemple, planter avec une densité élevée dans une zone exposée au soleil et au vent, planter des clones utilisant beaucoup d'eau (efficacité d'utilisation de l'eau ou WUE faible) (Stephens et al., 2001), établir et gérer la plantation de manière à obtenir un indice de surface foliaire (LAI : surface des feuilles par unité de surface de sol) élevé tôt dans la saison afin d'augmenter l'interception des radiations (Cannell et al. (1987) cité par Martin and Stephens (2006b)) et profiter du taux d'évapotranspiration (ETP) élevé entre juin et août.

McNaughton and Jarvis (1983) (cité par Stephens et al. (2001)) ont montré que la structure et la hauteur du couvert végétal a un effet considérable sur l'importance relative des termes de rayonnement et d'aérodynamique de l'équation de Penman-Monteith² et donc sur les principaux moteurs de l'évapotranspiration des plantes. Le passage de la vapeur d'eau de la feuille à

² La méthode Penman-Monteith est la méthode recommandée par la FAO pour déterminer l'ETo (évapotranspiration de référence) <http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e06.htm>.

l'atmosphère est régi par la résistance stomatique (ou résistance du couvert) et la résistance de la couche d'air entourant les feuilles et la canopée (ou résistance aérodynamique). La transpiration d'une végétation haute, comme les arbres, est commandée principalement par le déficit de saturation en eau de l'air de la « couche limite » (zone d'interface entre le couvert et l'air) mais les arbres peuvent aussi exercer un contrôle stomatique considérable sur la transpiration. De plus, l'évaporation directe à partir du feuillage mouillé d'une végétation haute peut être plusieurs fois supérieure au taux d'évaporation de l'eau libre à cause de l'énergie supplémentaire disponible venant de l'air chaud et sec soufflant à travers la canopée, un processus nommé advection (McNaughton and Jarvis (1983) cité par Stephens et al. (2001)). Il est donc important de déterminer dans quelle mesure les cultures sont couplées à l'atmosphère lorsque l'on veut estimer leur consommation d'eau (Stephens et al., 2001).

La taille et la forme de la plantation sur le terrain semblent également avoir leur importance dans l'évapotranspiration d'une plantation de TCR/TTCR. Allen et al. (1998) (cité par Dimitriou et al. (2009) et Stephens et al. (2001)) traitent de la relation entre la taille et la hauteur de la plantation et le coefficient cultural. Le coefficient cultural (K_c) exprime le rythme d'utilisation de l'eau par d'une culture. Il dépend de la culture et de son stade de développement. Selon Stephens et al. (2001), le coefficient cultural dépend du facteur de résistance des stomates de la plante, de la hauteur du couvert et de la largeur (épaisseur horizontale) du couvert végétal. K_c diminue rapidement lorsque la largeur de la plantation augmente (Figure 11). L'importance de la hauteur de la végétation semble évidente surtout pour les bandes de végétation étroites. Sur une plantation de 50 m de large où les arbres mesurent 10 m de haut, les arbres pourraient transpirer 45% de plus que de l'herbe courte sur une largeur similaire.

La Figure 11 montre que pour une hauteur de plante donnée, plus la plantation est étroite, plus le coefficient cultural est élevé. Il a également été montré que l'effet est d'autant plus important si les plantes sont grandes. Par conséquent si une plantation de TCR/TTCR est plantée sur une bande étroite (ce qui entraîne des effets de bordure) avec des plantes plus grandes, le coefficient cultural et par conséquent l'évapotranspiration réelle (ETR) seront plus élevés. Les implications pour la conception de la plantation de taillis dans les zones sensibles pourraient être importantes. Des petites parcelles étroites devraient être évitées pour des plantations de TCR/TTCR, sauf si le but souhaité est d'augmenter la consommation en eau (filtre végétal, valorisation d'effluents) dans ce cas des bandes étroites permettraient de meilleurs résultats (Stephens et al., 2001).

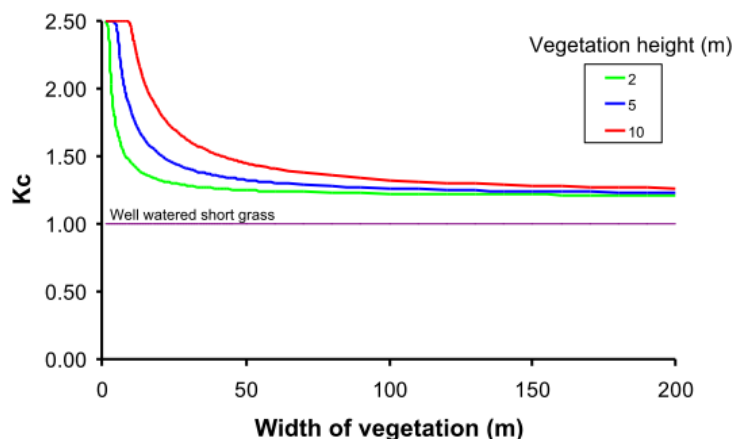


Figure 5. The theoretical effect of vegetation height and width on crop coefficient (K_c) for conditions where: mean temperature = 22 °C; bulk stomatal resistance = 40 s m⁻¹; wind speed = 2 m s⁻¹. Adapted from Allen *et al.* (1998).

Figure 11 : Effet théorique de la hauteur et de la largeur d'une plantation sur le coefficient cultural (Stephens et al. (2001) adapté de Allen et al. (1998))

c) Conclusion

Une étude de la littérature existante supporte l'avis que les cultures fortes productrices de biomasse, utilisent beaucoup d'eau, et plus que les autres cultures agricoles (Petzold et al., 2011). Ces plantes ont une croissance rapide et ont une grande surface foliaire durant une grande partie de la période de croissance. Les impacts de cette utilisation importante de l'eau, par les espèces de *Salix* et *Populus* en particulier, sur l'hydrologie d'un paysage semblent varier en termes de grandeur et d'importance en fonction d'une série de facteurs. Dans le cycle hydrologique, l'importance de la connexion entre le feuillage et la masse atmosphérique (le «couplage» des facteurs) ne peut être sous-estimée (Stephens et al., 2001). L'estimation du degré de cette connexion permettrait de déterminer si la transpiration est causée principalement par le déficit de saturation de l'air ou par le rayonnement solaire reçu. Dans le cas de la première hypothèse, l'emplacement et la taille de la plantation peuvent impacter sur la consommation en eau. Une parcelle isolée ou une plantation sur une bande fine pourraient transpirer jusqu'à 2,5 fois le taux d'évapotranspiration potentielle à cause du phénomène d'advection (Stephens et al., 2001). L'effet de l'advection (ou effet "corde à linge") est plus important lorsque les cultures ont un accès illimité à l'eau.

Dans des cultures couplées à l'atmosphère, comme les arbres, les pertes par interception peuvent réduire les précipitations nettes de 20 à 30% par rapport aux cultures découplées avec une réduction conséquente des précipitations hydrologiquement efficaces³ (ou utiles). L'importance des pertes par interception dans la réduction des précipitations hydrologiquement efficaces dépendrait de la taille et de l'orientation des parcelles.

³ La précipitation hydrologiquement efficace est définie comme la part des précipitations incidentes totales qui atteint les cours d'eau par ruissellement. On peut aussi la définir comme la part des précipitations génératrice d'écoulement, immédiat ou différé, superficiel ou souterrain. Elle s'exprime en hauteur (mm) rapportée à une unité de temps.

L'effet des caractéristiques du site est considérable sur l'utilisation de l'eau et sur l'impact des taillis sur le ruissellement et la percolation de l'eau dans les couches profondes du sol (Stephens et al., 2001). L'importance de l'utilisation de l'eau par les arbres dépend de la demande de l'atmosphère et de la capacité de la culture à satisfaire cette demande en extrayant l'eau du sol. Les racines profondes des plantes cultivées sur des sols contenant une grande quantité d'eau disponible peuvent provoquer une réduction conséquente du taux de percolation sous la zone racinaire. Dans les régions arides, il peut ne pas y avoir suffisamment de pluies durant les mois d'hiver pour réapprovisionner le sol jusqu'à sa capacité au champ⁴. La conséquence de cela est qu'il n'y aurait pas de percolation profonde sous la plantation et donc pas de réapprovisionnement des eaux souterraines. Quand le développement racinaire est limité par les conditions du sol (par la disponibilité limitée en eau dans la zone racinaire par exemple) leur utilisation de l'eau sera faible et principalement déterminée par le niveau de précipitations pendant la saison de croissance. La production de biomasse de ces plantes pourrait donc être sensiblement réduite par un stress hydrique (Stephens et al., 2001).

Selon Stephens et al. (2001), les variations dans la date de fermeture du couvert auraient peu d'effet sur l'ETR annuel d'un TCR/TTTCR car la transpiration des arbres est limitée une fois que l'eau disponible du sol est épuisée. Un retard lors du développement du couvert végétal entraîne une précipitation hydrologiquement efficace plus élevée (moins de pertes par interception) principalement parce que la durée d'action foliaire (LAD pour « Leaf Area Duration ») est plus faible. Martin and Stephens (2006b) obtiennent une relation très significative entre l'ETR et la LAD pour chaque traitement hydrique réalisé (avec ou sans stress hydrique) pour *Salix viminalis*. La pente plus faible pour le traitement « stress hydrique » (Figure 12) suggère une transpiration moyenne plus faible par unité de surface foliaire. Les auteurs estiment que la différence d'ETR entre le traitement S4 (limon sableux) sans et avec stress hydrique serait due à 60% au contrôle exercé par les stomates et à 40% à la diminution de la surface foliaire (chute précoce des feuilles âgées en réponse au stress hydrique).

Des études indiquent que le stress hydrique est susceptible de réduire la production de biomasse (Stephens et al., 2001). La Figure 13 indique les valeurs individuelles de biomasse totale (en matière sèche) des plants de *Salix viminalis* et l'utilisation totale d'eau au cours de trois saisons de croissance. Une relation linéaire explique 97% de la variation de la biomasse totale et il n'y avait aucune différence significative entre les lignes pour les plantes stressées et non stressées.

⁴ La capacité au champ est définie comme le taux d'humidité d'un sol initialement saturé, avec un écoulement continu pendant 24 à 48 heures.

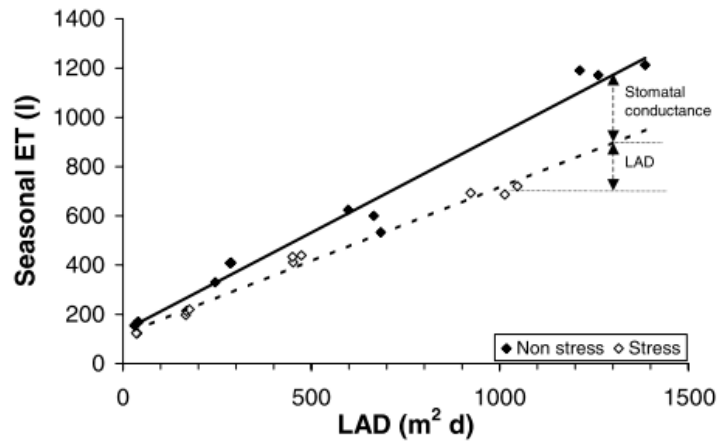


Fig. 7. The relationship between seasonal ET and LAD for stressed and non-stressed plants in 2001. The fitted lines are $y = 0.80x + 132.78$ (se slope 0.04; se intercept 28.31; $r^2 = 0.98$; 10 df) for unstressed plants and $y = 0.60x + 116.58$ (se slope 0.02; se intercept 12.20; $r^2 = 0.98$) for stressed plants. The sections indicated by arrows show the reduction in seasonal ET in the S4 treatment attributable to stomatal conductance and to reduced leaf area duration (LAD).

Figure 12 : Relation entre l'évapotranspiration et la durée d'action foliaire (LAD) pour des plantes stressées et non stressées, (Martin and Stephens, 2006b)

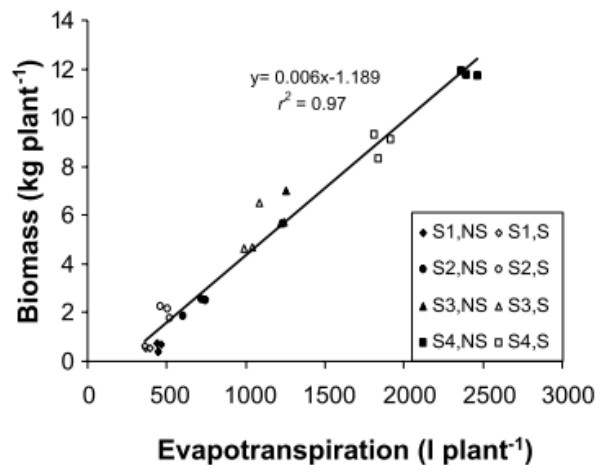


Fig. 8. Total biomass plant^{-1} (of stems harvested in 1999 and 2001 and of stump and root harvested in 2001) on cumulative plant evapotranspiration over the same period for different soil and water stress treatments.

Figure 13 : Biomasse totale par plante sur l'évapotranspiration cumulée de la plante, sur la même période de temps pour différents traitement de sol et de stress hydrique, (Martin and Stephens, 2006b).

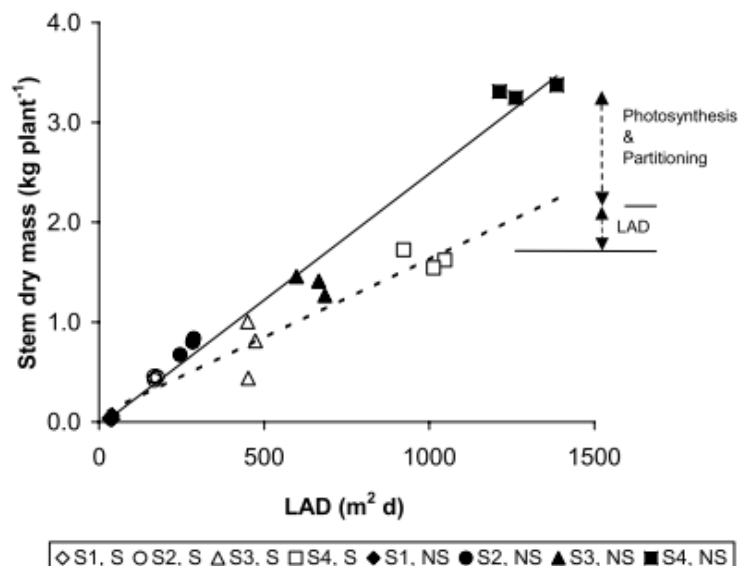


Fig. 4. The relationship between stem dry matter accumulated in the 2001 growing season and Leaf Area Duration (LAD) for non-stressed (solid line) and stressed plants (dashed line). The equation of the line for non-stressed plants is $y = 2.53x - 44.89$ (se of the slope, 0.12; se of the intercept, 86.6; r^2 , 0.98). The line for stressed plants is $y = 1.58x + 60.52$ (se of the slope, 0.13; se of the intercept, 11.7; r^2 , 0.93). Double-headed arrows indicate the reduction in stem dry weight of the S4 stressed treatment attributable to (i) reduced Leaf Area Duration (LAD) and (ii) partitioning and reduced net photosynthesis. Abbreviations for soil (S1–S4) and water stress (NS and S) treatments used in the legend are defined in Table 1 and Section 2.2.

Figure 14 : Relation entre matière sèche des tiges accumulée durant la saison de croissance et durée d'action foliaire pour les plantes en condition de stress hydrique (ligne pointillée) ou non (ligne pleine), (Martin and Stephens, 2006a)

Martin and Stephens (2006a) constatent, comme dans d'autres études ((Ericsson et al., 1996; Kozlowski, 1982) cité par Martin and Stephens (2006a)) que le stress hydrique provoque une réduction proportionnellement plus importante de la matière sèche des tiges que de celle des racines. Les différences de répartition de la matière sèche peuvent être attribuées à la relation entre matière sèche des tiges et LAD (Figure 14). La réduction de la matière sèche des tiges pour le traitement S4 (*Salix viminalis* sur sol limono-sableux) dans des conditions de stress hydrique pouvait être attribuées à 2 composantes: 1) les effets de la répartition de la matière sèche (et la probable réduction de la photosynthèse nette) et 2) la réduction de la durée d'action foliaire. Ces composantes ont contribué à environ 73% et 27% de la réduction de la matière sèche des tiges, respectivement pour ce traitement.

Sur les sites où la quantité d'eau disponible est limitée, l'approche qui consiste à sélectionner des variétés avec de meilleurs ratios biomasse/eau (meilleure efficacité d'utilisation de l'eau) pourrait être envisagée. Les deux avantages seraient de permettre une meilleure production de biomasse dans les zones où l'eau est un facteur limitant et une utilisation plus faible de l'eau dans les zones humides qui ont un intérêt environnemental.

Les WUE de 3 espèces ont été comparées par Sugiura et al. (2008). *Eucalyptus. gunnii*, *Salix. viminalis* et *Populus. trichocarpa* ont été plantés en TCR et irrigués avec des eaux issues du

traitement secondaire d'effluents domestiques. Le Tableau 5 donne les performances de rendement, de transpiration et de WUE de ces 3 espèces. D'autres données sont présentées dans le Tableau 6.

Espèce	Biomasse aérienne totale (t MS/ha)	Transpiration totale (mm)	Efficienc e d'utilisation de l'eau (g/kg)
<i>S. viminalis</i>	27.3	1967	1.39
<i>P. trichocarpa</i>	13.2	1228	1.08
<i>E. gunnii</i>	53.3	1838	2.90

Tableau 5 : Efficience d'utilisation de l'eau de *Salix sp.*, *Populus sp.* et *Eucalyptus sp.* irrigués. (g de MS / kg d'eau transpirée). (Sugiura et al., 2009)

Pour un système d'épuration d'effluents liquides, les espèces les plus performantes sont celles qui utilisent la plus grande quantité d'effluents pour produire la plus grande quantité de biomasse, c'est à dire des espèces qui ont une faible efficience d'utilisation de l'eau et/ou des nutriments. Ainsi, pour les espèces étudiées par Sugiura et al. (2008), *S. viminalis* était la plus performante. La Figure 15 montre que la pente de la régression linéaire biomasse/volume d'eau de *Salix* est la plus grande. Cela signifie qu'une plus grande quantité d'effluent a été nécessaire pour produire la même quantité de biomasse. Lorsque l'on s'intéresse à l'épuration d'effluents, les génotypes sélectionnés pourront être des génotypes moins efficaces dans leur utilisation de l'eau si une irrigation régulière peut être assurée afin de ne pas limiter la croissance et donc la production de biomasse. Comme une forte évapotranspiration a pour effet de diminuer le ruissellement de surface, l'érosion des sols peut être réduite par l'utilisation de clones à bon potentiel de croissance mais peu efficaces dans leur utilisation en eau. De plus, un sol plus sec ayant un meilleur potentiel de rétention d'eau, l'utilisation de clones qui ont une évapotranspiration élevée contribue à l'amélioration de la rétention de l'eau et, par conséquent, à la prévention des inondations (Petzold et al., 2011).

La production de biomasse semble intimement liée à l'utilisation de l'eau par les plantes. Les résultats d'une étude de Guidi et al. (2008) concluaient cependant que les taux d'évapotranspiration de deux espèces de *Salix* et *Populus* étaient plus liés à la disponibilité en nutriments pour la plante qu'aux caractéristiques écologiques (ex : efficience d'utilisation de l'eau) des espèces.

Espèce	Efficienc e de l'utilisation de l'eau (g MS/kg water)	Référence
Maïs	3.00	Howell et al. (1988)
Miscanthus	7.80 à 9.50	Beale et al. (1999)
Betteraves	13.5b	Fabeiro et al. (2003)
Le sorgho	5.7	Mastrorilli et al. (1999)
Salix sp.	3.0 à 3.7	Lindroth et al. (1994)
Eucalyptus spp.		Tzanakakis et al. (2003)
1st year	0.71	
2nd year	1.71	
3rd year		
	2.6	
Acacia spp.		Tzanakakis et al. (2003)
1st year	2.2	
2nd year	2.6	
3rd year		
	3.3	
Reeds		Tzanakakis et al. (2003)
1st year	1.1	
2nd year	2.1	
3rd year		
	2.2	
Populus spp.		Tzanakakis et al. (2003)
1st year	0.8	
2nd year	1.5	
3rd year	1.6	

Tableau 6 : Valeurs indicatives Efficienc e d'utilisation de l'eau de certaines cultures agricoles et arbres forestiers couramment utilisés en TCR /TTCR (Paranychianakis et al., 2006)

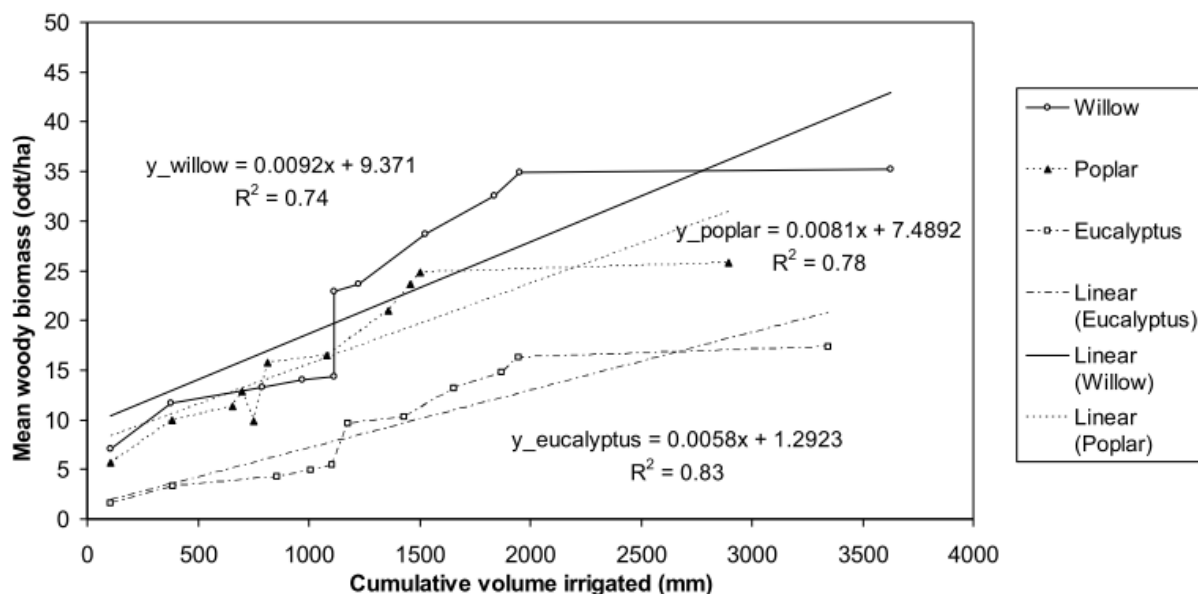


Figure 15 : Efficacité d'utilisation des effluents pour la production de biomasse ligneuse et la régression linéaire correspondante. Données moyennes pour *Salix*, *Populus*, et *Eucalyptus* (Sugiura et al., 2008).

- Les plantes utilisées en phytoremédiation doivent être tolérantes aux conditions de site, parfois modifiées par des épandages de produits chargés en eaux, nutriments et/ou éléments contaminants.
- L'utilisation de l'eau par les plantes est un critère important à prendre en compte dans le choix du matériel végétal et du système de culture utilisé, en particulier dans le cas de phytoremédiation d'effluents liquides
- Plusieurs facteurs influencent l'évapotranspiration des plantations de TCR/TTTCR. Les conditions de site (sol, climat) mais aussi la forme, la taille de la plantation, la hauteur du couvert végétal et le stade de développement des plantes peuvent avoir un effet sur l'évapotranspiration.

1.2.2.3 Utilisation des éléments minéraux

a) Cycle des nutriments

L'effet de la fertilisation sur les eaux de surface et les eaux souterraines et les changements (épuisement ou accumulation) de la quantité d'élément nutritifs dans le sol sont certaines des préoccupations environnementales liées aux apports de nutriments sur des plantations de TCR/TTTCR. Une gestion appropriée de la fertilisation et de l'irrigation des TCR/TTTCR est donc fondamentale pour minimiser ces risques environnementaux. De nombreux auteurs considèrent que des éléments

nutritifs doivent être apportés pour éviter à la fois une perte de production et l'appauvrissement des sols. Minimiser la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines implique une utilisation appropriée des amendements nutritifs et de l'irrigation.

Pour pouvoir mettre en place un système durable de production et minimiser ses effets sur l'environnement, il semble indispensable de comprendre le fonctionnement du cycle des éléments nutritifs sur une plantation de TCR/TTCR. La figure 16 montre que des variations de concentrations en nutriments d'un TCR de *Populus spp.* se produisent tout au long du cycle de rotation, mais aussi au sein de chaque période de végétation (Ericsson et al. (1992) cité par Kauter et al. (2003)). Les apports en nutriments dans le système proviennent de la chute des feuilles, des dépôts atmosphériques et de la fertilisation (Kauter et al., 2003; Meiresonne et al., 2006) alors que les pertes sont dues aux exportations de biomasse à la récolte et aux pertes d'éléments dans le sol par ruissèlement, lessivage, érosion et dénitrification dans le cas de l'azote (N) (Heilman and Norby, 1998).

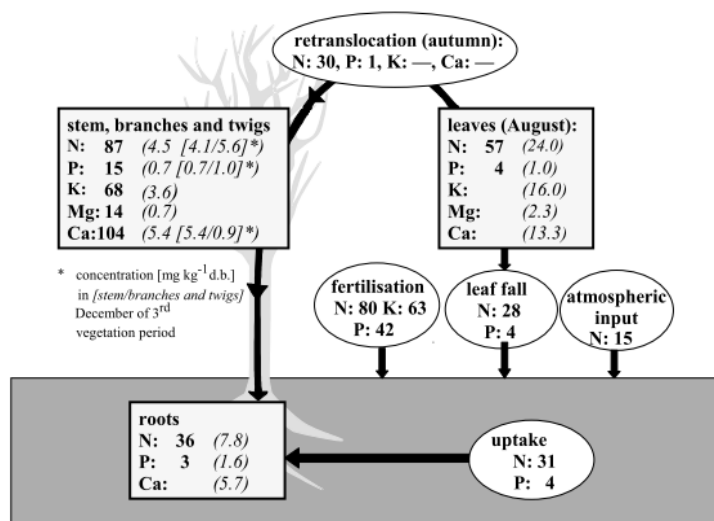


Fig. 3. Nutrient contents [kg ha⁻¹] (in shaded boxes, bold plain numbers), concentrations [mg g⁻¹ d.b.] (in shaded boxes, italics, in brackets) and fluxes [kg ha⁻¹ yr⁻¹] (in ovals) for *P. trichocarpa* × *P. deltoides* 'Beaupré'. If not otherwise indicated, contents and concentrations are for November/December following the fourth growing season, fluxes are mean annual values for the previous four growing years. Based on data from [7].

Figure 16 : Teneurs en éléments nutritifs (kg/ha), concentrations (mg/g MS) et flux (kg/ha/an) pour *P. trichocarpa* × *P. deltoides* clone « Beaupré ». Sauf indication contraire, le contenu et les concentrations sont pour Novembre / Décembre après la quatrième saison de croissance. Les flux sont des valeurs moyennes annuelles pour les quatre années précédentes en pleine croissance (Kauter et al., 2003).

Le risque de carence en nutriments des plantations de TCR et TTCR est lié aux besoins élevés de ces espèces dus à leur croissance rapide (Stanturf et al., 2001). Dans la plupart des cas, l'azote est l'élément limitant la croissance des espèces cultivées en TCR et TTCR mais d'autres éléments peuvent également être limitant (Heilman and Norby, 1998; Stanturf et al., 2001). Pour éviter toutes carences relatives, il est donc important de fournir la bonne quantité de N à la plante et de maintenir les autres éléments équilibrés en fonction de N (Stanturf et al., 2001). Afin d'estimer les besoins en éléments nutritifs d'une plantation de TCR/TTCR, des auteurs ont mesuré la concentration en éléments dans les différents organes prélevés à la récolte (Dawson and Wilson, 2003; Guo et al., 2002; Hytonen, 1995; Hytonen et al., 1995; Hytonen and Saarsalmi, 2009; Zabek and Prescott, 2007).

Ces concentrations permettent ensuite d'estimer les besoins à l'hectare de la plantation. D'autres auteurs ont mesuré les concentrations en éléments nutritifs dans les eaux de lessivage ou les eaux souterraines et les ont comparées aux quantités de nutriments présentes dans le sol, et à la fertilisation éventuellement apportée (Dawson and Wilson, 2003; Dimitriou and Aronsson, 2011).

b) Pertes de nutriments du système

Exportation des éléments nutritifs contenus dans la biomasse à la récolte

Une des préoccupations actuelles sur les effets environnementaux des TCR/TTCR concernent l'exportation des nutriments lors de la récolte. La récolte fréquente d'arbres entiers, parfois avec les feuilles, entraîne un taux d'épuisement des nutriments beaucoup plus grand que dans un système de cultures forestières conventionnelles. Pourtant, dans le contexte agricole, où se situent la plupart, sinon la totalité des systèmes TCR/TTCR, les taillis ne semblent pas consommer beaucoup plus de nutriments que les cultures agricoles traditionnelles (Heilman and Norby, 1998). Des études montrent que les quantités de nutriments retirés à la récolte dépendent de la concentration en éléments nutritifs dans les différentes parties récoltées de la plante et de la quantité de biomasse exportée (ou du rendement de la plantation). Ces deux variables semblent elles-mêmes dépendre notamment de l'espèce ou du clone utilisé, de la date ou période de récolte et des pratiques culturales (fertilisation, irrigation,...)(Heilman and Norby, 1998).

Génotype	Age (an)	Biomasse Totale (t S/ha/an)	Besoin (kg/ha/an)					Référence
			N	P	K	Ca	Mg	
<i>P. deltoides</i>	4-6	17	102	11,5	88	151	17,9	Cité par Bernier 1984
<i>P. deltoides</i>	7	17	107	11	91	157	18	Nelson et al 1987
<i>P. trichocarpa</i>	4	7-18	95-159					Heilman and Stettler 1986
<i>P. trichocarpa x P. deltoides</i>	4	27-28	271-276					Heilman and Stettler 1986
<i>P. x canadensis</i>	4	11	168					Heilman and Stettler 1986
<i>P. x canadensis</i>	1-2	12-24	182-246	20-36	113-171	121-237	38	Cité par Bernier 1984
Feuillus tempérés	30-120	10	98	7,6	48	56	10,4	Cité par Bernier 1984
Conifères tempérés	15-450	8,3	46	5,5	28	20	4,6	Cité par Bernier 1984

Tableau 7 : Besoins en éléments nutritifs de différents cultivars de peupliers et d'autres espèces d'arbres (Stanturf et al., 2001).

Dans une étude réalisée par Heilman and Stettler (1986) sur six clones de *Populus trichocarpa*, deux hybrides *P. trichocarpa x P. deltoides* et le clone euroaméricains 'Robusta'; les exportations

d'éléments nutritifs pour une récolte à 4 ans (excluant les feuilles) variaient de 95 à 420 kg N/ha, 14 - 105 kg P/ha, et 80 - 288 kg Ca/ha (Heilman and Norby, 1998). En Bretagne, le programme « WillWater » portait sur des épandages d'effluents et de boues sur des TTCR de *Salix*. Les exportations en nutriments à la récolte sont données dans le Tableau 8 en fonction du rendement à l'hectare et du type d'amendement utilisé.

Stanturf et al. (2001) comparent les besoins en N, P, K, Ca et Mg de plusieurs espèces et hybrides de *Populus* à d'autres espèces forestiers (Tableau 7). Ces besoins apparaissent très élevés surtout dans le cas des hybrides. Les différences entre les génotypes peuvent être reliés à l'efficacité d'utilisation des nutriments (Blackmon et al., 1979) cité par (Stanturf et al., 2001) c'est-à-dire à la quantité de biomasse produite par unité de nutriment consommée (Heilman and Norby, 1998). Dans l'étude de Heilman and Stettler (1986) les clones de *Populus trichocarpa* produisaient plus de bois par unité de N et de P que les hybrides, et 'Robusta' utilisait beaucoup plus de N et de P par unité de production de bois que les autres génotypes (Tableau 9). L'utilisation de nutriments par *Populus deltoides* (Baker et Blackmon, données non publiées, rapportées par Heilman and Norby (1998) correspond à l'utilisation élevée par les hybrides TxD étudiés par Heilman and Stettler (1986) (Tableau 10).

Rendements (t MS/ha/an)	Exportations (t/ha/an)					
	N		P (P ₂ O ₅)		K (K ₂ O)	
	Effluents prétraités	Boues d'épuration	Effluents prétraités	Boues d'épuration	Effluents prétraités	Boues d'épuration
6		35		11		20
8	50	47	17	15	47	27
10	63	58	21	18	59	33
12	75	70	25	22	71	40
14	88	82	29	26	83	46
16	101		33		95	

Tableau 8 : Exportations à la récolte d'un TTCR de saule en fonction du rendement (AILE, 2007).

	P. trichocarpa		P. trichocarpa x P. deltoides	"Robusta"
	faible rendement	haut rendement	2 clones	
Rendement biomasse (t MS/ha/an)	7-14	16-18	27-28	11
Efficacité d'utilisation de N (t MS/kg N)	0,31-0,38	0,32-0,42	0,26-0,27	0,18

Tableau 9 : Rendement et efficacité d'utilisation de l'azote de P. trichocarpa, 2 clones de P. trichocarpa x P. deltoides et le clone « Robusta » (Heilman and Stettler, 1986) cité par (Kauter et al., 2003).

La plupart du temps les TCR/TTCR sont récoltés après la chute des feuilles, Cependant, si les feuilles sont retirées du site, les exportations d'éléments nutritifs pourraient être supérieures aux chiffres cités précédemment. Heilman and Norby (1998) donnent les résultats de Heilman and Stettler (1986) pour plusieurs clones et hybrides de *Populus*. Les auteurs calculent par exemple qu'entre 62 et 73 kg

d'azote seraient exportés du site de plantation si les feuilles étaient retirées du site après leur chute, pour *P. trichocarpa* (Tableau 10). Cao et al. (2011) ont mesuré la concentration en nutriments dans les différentes parties de *Salix schwerinii* (Tableau 12). La concentration en N, P, K, Mg, et Ca était plus élevée dans les feuilles que dans les autres parties de la plante. De même Tharakan et al. (2005) mesurent la concentration en N dans les tiges et les feuilles de 14 clones de *Salix*. Les résultats montrent également une plus grande concentration en N dans les feuilles que dans la biomasse ligneuse (18,9 g/kg MS et 3.8 g/kg MS respectivement). La quantité de nutriments exportés avec les feuilles varie en fonction de la date et de la quantité de feuilles retirée du site. Bollmark et al. (1999) estiment que pour chaque plante, l'exportation des feuilles retirerait 8,1 - 15 mg, 12 – 24 mg et 3.5 – 6 mg de N, si la récolte avait lieu pendant la croissance, à la fin de la période d'élongation des tiges ou à la sénescence des feuilles, respectivement (Tableau 11). Plusieurs études montrent la répartition de la biomasse entre les différents organes. Ces données permettent, lorsqu'elles sont compilées avec des valeurs de rendements et de concentration en éléments minéraux dans la plante de prévoir les quantités de nutriments exportés à la récolte.

	Age (an)	Biomasse ligneuse (t/ha/an)	Biomasse des feuilles sénescentes (t/ha/an)	Azote dans les feuilles sénescentes	
				Concentration (mg/g)	Poids (kg/ha)
<i>Populus trichocarpa</i>	4	7-14	4,4-5,1	1,29-1,43	62-73
	4	16-18	5,0-5,6	1,38-1,44	69-80
<i>P. trichocarpa x P. deltoides</i>	4	27-28	5,9-6,6	1,21-1,42	80-84
<i>Populus euramericana</i> "Robusta"	4	11	4,9	1,66	82

Tableau 10 : Production de biomasse ligneuse de 3 géotypes de *Populus* et concentration et quantité d'azote dans les feuilles au moment de la sénescence (Heilman and Norby, 1998).

L'absorption annuelle d'azote par les TCR/TTCR est largement proportionnelle au potentiel de productivité du sol (Heilman and Norby, 1998). Bollmark et al. (1999) comparent les quantités d'azote contenues dans chaque organe de la plante en fonction de la phase climatique (période du cycle de croissance) et de la disponibilité en N (faible disponibilité : -N, et disponibilité élevée : +N). Le stockage de N dans les différents organes étaient affectés par la disponibilité en N et par la saison. Dans une étude sur des espèces de *Populus* de 4 ans, l'absorption annuelle de N (sans considérer les tissus racinaires) variait de 95 à 276 kg N/ha (Heilman and Stettler (1986) cité par Heilman and Norby (1998)). Dans cette étude le clone 'Robusta', avec sa forte concentration en azote à la fois dans le bois et dans les feuilles, avait une absorption d'azote considérablement plus élevée en rapport à sa productivité que les autres clones de l'étude. Les besoins en azote de la plante peuvent être fournis naturellement par le recyclage interne et la minéralisation de l'azote à partir de la matière organique du sol ou de la litière (Stanturf et al., 2001). Il est difficile d'estimer la proportion des besoins de la plante qui serait apportée par ces processus naturels, ce qui limite notre capacité à prédire les

bénéfices de l'ajout de nutriments par fertilisation. Toutefois il semble que la proportion d'azote issue de ces processus augmente avec le vieillissement et le développement de la plantation (Stanturf et al., 2001).

Organe	Phase climatique	Azote (mg/plante)	
		+N	-N
Racines	I	8	5.0
	II	16	8.3
	III	23	11
	IV	22	11
	V	22	11
Boutures	I	4.9	4.2
	II	6.3	4.6
	III	8.2	6.0
	IV	10	7.6
	V	9.4	7.2
Tiges	I	4	2.3
	II	11	5.1
	III	20	10
	IV	21	12
	V	22	10
Feuilles	I	15	8.1
	II	24	12
	III	6.2	3.5
Pousses de printemps	V	3.3	1.8
Plante entière	I	32	20
	II	57	30
	III	57	31
	IV	53	31
	V	56	30

Tableau 11 : Quantités d'azote dans les organes des plants de *S. viminalis*, cultivés avec un niveau de disponibilité en azote supérieur (+ N) ou inférieur (-N). Les mesures ont été réalisées durant les phases de croissance active (I), arrêt d'allongement des pousses (II), sénescence des feuilles (III), débourrement (IV), et pousse printanière (V). (Bollmark et al., 1999).

Organe	N (mg/g)	P (mg/g)	K (mg/g)	Mg (mg/g)	Ca (mg/g)
Feuille	14.66 (0.04)	7.06 (0.21)	13.89 (0.29)	1.91 (0.05)	9.86 (0.25)
Tige	3.23 (0.01)	1.45 (0.02)	5.53 (0.09)	0.35 (0.01)	4.37 (0.08)
Grosse racine	4.36 (0.02)	1.30 (0.08)	4.44 (0.30)	0.48 (0.03)	7.76 (0.34)
Racine fine	9.57 (0.03)	3.93 (0.25)	10.21 (0.60)	1.61 (0.04)	0.57 (0.03)

Tableau 12 : Concentrations moyennes en nutriments dans différents organes de *Salix schwerinii* (Cao et al., 2011). Les valeurs entre parenthèse sont les écart-types

Projet TSAR - Synthèse sur l'état de l'Art

	<i>E. camaldulensis</i>			<i>E. pellita</i>			<i>E. urophylla</i>		
	Poids moyen (kg MS/plante)	% de la biomasse totale	% de la biomasse aérienne	Poids moyen (kg MS/plante)	% de la biomasse totale	% de la biomasse aérienne	Poids moyen (kg MS/plante)	% de la biomasse totale	% de la biomasse aérienne
Feuilles	2,93	6,9%	11,9%	4,73	11,5%	17,7%	7,60	14,0%	19,4%
branches	4,97	11,7%	20,1%	5,43	13,2%	20,3%	6,70	12,3%	17,1%
Ecorce du tronc	2,50	5,9%	10,1%	3,10	7,5%	11,6%	3,30	6,1%	8,4%
Bois du tronc	14,40	34,0%	58,2%	13,50	32,8%	50,6%	21,57	39,7%	55,1%
Racine pivotante	5,87	13,9%		5,67	13,8%		5,37	9,9%	
Racine latérale diamètre < 2 mm	10,00	23,6%		7,57	18,4%		7,83	14,4%	
Racine latérale diamètre > 2 mm	1,73	4,1%		1,30	3,2%		2,00	3,7%	
total biomasse aérienne	24,73	58,4%		26,70	64,8%		39,17	72,1%	
Total arbre	42,33	100,0%		41,20	100,0%		54,33	100,0%	
Biomasse racinaire/biomasse aérienne (sans feuilles)			80.5%			66.0%			48.1%

Tableau 13 : Répartition de la biomasse aérienne et souterraine de 3 espèces d'*Eucalyptus* , et pourcentage de chaque organe dans la biomasse totale et la biomasse aérienne. Modifié de Bernardo et al. (1998).

Pertes par lessivage, dénitrification et autres procédés

Peu de données existent sur les pertes d'éléments nutritifs dans les plantations de TCR/TTTCR autre que pour les exportations à la récolte. Ces pertes peuvent se produire à partir de lessivage, ruissellement, érosion et dans le cas de l'azote, de dénitrification. Dans les TCR/TTTCR, la plupart de ces pertes, sauf pour la dénitrification, sont surtout susceptibles de se produire dans les premières années d'établissement de la culture et après la récolte en raison du manque de protection des sols durant ces périodes et l'absence d'assimilation des éléments nutritifs par la plante (Heilman and Norby, 1998).

Dans des conditions de forêt naturelle, les quantités d'éléments nutritifs lessivés sont généralement négligeables (Cole et al. (1967) cité par Heilman and Norby (1998)). En revanche, la fertilisation des plantations avec des engrais azotés inappropriés peut entraîner l'élévation du niveau de nitrates en dessous de la zone d'enracinement des jeunes arbres. Lorsque les plantations sont fertilisées, la concentration en nitrates sous la profondeur d'enracinement pourrait être fortement influencée par l'âge des arbres (Tschaplinski et al., 1991; Vanmiegroet et al., 1994) cité par (Heilman and Norby, 1998). En effet, lorsque les arbres deviennent plus vieux et plus grands, la concentration en nitrates de l'eau du sol diminuait, reflétant probablement une plus grande absorption de nitrates par les arbres. Les taux de nitrates sous les racines semblent dépendre des quantités de fertilisants appliqués mais aussi de la fréquence des apports (Heilman and Norby, 1998). Un apport de grandes quantités d'azote en une seule dose au lieu de plusieurs doses plus petites, entraîne une plus grande concentration de nitrates (NO^3) dans l'eau du sol. Cependant, lors des travaux de Tschaplinski et al. (1991) et Vanmiegroet et al. (1994) (cités par Heilman and Norby (1998)), l'application en une ou plusieurs fois de la même dose de fertilisant n'influe pas sur les pertes par lessivage. Bergstrom and Johansson (1992) ont mesuré des concentrations très faibles de N (moins de 1 mg/l) dans les eaux souterraines d'un TCR/TTTCR de saules fertilisé dans le sud de la Suède ((Dimitriou et al., 2009). Des mesures sur une période de 8 ans, dans les eaux proches de la surface du sol, sur la même plantation, avec des taux d'application moyens annuels de 112 kg N/ha ont montré que la concentration en N était restée inférieure à 1 mg/l durant toute la période de mesure, sauf pendant l'année de plantation (Aronsson, 2000) cité par (Dimitriou et al., 2009). Ces résultats sont en accord avec ceux de Mortensen et al. (1998) qui ont mesuré des concentrations en azote proche de zéro dans l'eau de drainage d'un TCR danois, exceptée l'année d'établissement. La concentration maximum en N dans l'eau de drainage cette année-là atteignait environ 100 mg N/l pour les parcelles fertilisées avec 75 kg de N, mais était également élevée sur les parcelles de contrôle qui ne recevaient pas d'azote (maximum environ 60 mg N/l). Ces résultats indiquent une minéralisation importante pendant la phase d'établissement. Goodlass et al. (2007) mesurent les concentrations d'azote dans l'eau de drainage après la suppression d'une plantation de peupliers en TCR/TTTCR et trouvent des concentrations aussi élevées que lors de la phase d'établissement. De grandes différences dans les quantités de N lessivées dans les eaux souterraines entre les TCR/TTTCR et une série de cultures arables ont été signalées au Danemark par Jørgensen and Hansen (1998) (Dimitriou et al., 2009). Dans un sol sableux, environ 15 kg N/ha ont été lessivés en moyenne sous un TTTCR de *Salix sp.* fertilisé, alors que 70 à 120 kg N/ha étaient lessivés sous différentes céréales.

La profondeur des racines est un facteur important influençant à la fois la capacité des plantations à accéder aux nutriments et à l'eau du sol et à prévenir le lessivage des ions mobiles tels que les nitrates. Alors que les racines d'une plantation de platanes ont été limitées aux 60 premiers centimètres, la profondeur d'enracinement de l'hybride de *Populus spp.* dépassait 3,2 m. (Heilman et al., 1994a; Heilman and Stettler, 1986) cité par Heilman and Norby (1998)). Dans le cas de *Salix*, Persson (1995) montre que les racines de 12 clones de *Salix* plantés sur différents types de sol parviennent à des profondeurs maximales entre 0,7 et 1,1m, selon le clone et le site (Figure 17). La profondeur et la distribution des racines dépendent à la fois des conditions de sol et du génotype. La connaissance et la profondeur de l'enracinement sur des sites spécifiques sont importantes à prendre en compte dans la gestion de la fertilité. Le potentiel de nitrification du sol est un autre facteur important dont dépend la quantité d'azote présent dans l'eau du sol. Un sol possédant une population nitrifiante importante aura une capacité de nitrification élevée, et donc, l'azote apporté sera probablement plus rapidement transformé en nitrates que dans un sol peu nitrifiant.

G. Persson / *Agricultural Water Management* 28 (1995) 271–293

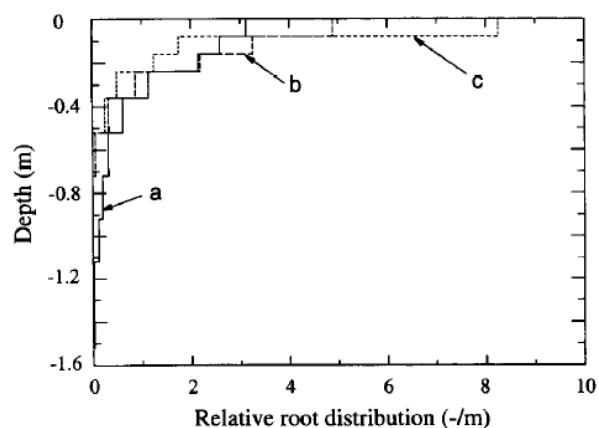


Fig. 4. Relative root distributions: a (site 0), b (sites II, III and IV) and c (site I).

Figure 17 : Distribution en profondeur des racines de *Salix sp.* sur 3 types de sites (Persson, 1995)

De la même manière, la taille et l'activité des populations nitrifiantes seraient limitées par la disponibilité de N dans le substrat. (Heilman (1974) cité par Heilman and Norby (1998)). Ainsi des applications répétées de fertilisants azotés pourront considérablement augmenter le potentiel de nitrification du sol. Une accumulation de microorganismes nitrifiants plus importante était observée en réponse à des apports d'urée fractionnés (quatre fois par an) qu'à la suite d'une seule application (une par an) pour la même quantité totale annuelle de N apportée (Johnson and Todd (1988) cité par Heilman and Norby (1998)). L'application d'azote sur des terres cultivées, sous forme d'engrais ou de déchets organiques, semble donc augmenter sensiblement la dénitrification (Russell (1961) cité par Heilman and Norby (1998)). Jusqu'à 70% de l'azote appliqué pourrait disparaître. Comme la dénitrification nécessite une source d'énergie et des conditions anaérobies, les applications de formes organiques d'azote sur des sols humides augmentent les risques de pertes par dénitrification.

Maintenir un niveau élevé d'azote dans le sol, comme cela a été recommandé pour le saule en TCR/TTTCR par exemple (Ingestad and Agren (1984) cité par Heilman and Norby (1998)), conduit fréquemment à des pertes par dénitrification qui, sous certaines conditions, peuvent atteindre 150 kg N/ha/an (Russell (1961) cité par Heilman and Norby (1998)). Cependant sans la dénitrification, le lessivage des nitrates dans les eaux souterraines serait un problème beaucoup plus grave et plus fréquent. Par exemple, de petites quantités d'engrais apportés par le système d'irrigation d'un TCR/TTTCR de saule ont entraîné des niveaux de nitrates atteignant 34,1 mg N /L d'eau de lessivage (Christersson (1986) cité par Heilman and Norby (1998)). Toutefois, un essai avec un engrais azoté marqué au ¹⁵N n'indiquait aucune fuite de la substance marquée dans l'eau du sol (Christersson (1987) cité par Heilman and Norby (1998)). Ces résultats suggèrent que l'accumulation ou non des nitrates dans les eaux souterraines dépend probablement autant de l'activité de dénitrification que de la charge de nitrates dans le sol (Heilman and Norby, 1998).

c) Apports de nutriments au système

Apports naturels de nutriment

Les éléments nutritifs sont apportés aux sols par l'intermédiaire des précipitations, des dépôts de poussières ou d'autres éléments, par l'altération des minéraux du sol et, dans le cas de l'azote, par la fixation biologique de l'azote. La fixation biologique résulte en général de la fixation symbiotique de l'azote par *Rhizobium* spp. et *Frankia* spp.. Par exemple, l'aulne rouge (*Alnus rubra*) pourrait fixer jusqu'à 150 kg N/ha/an (Heilman and Ekuan, 1982). *Robinia pseudoacacia* est un autre exemple d'espèce fixatrice d'azote utilisée en TCR/TTTCR.

Les quantités apportées par les précipitations varient considérablement selon le nutriment considéré et la zone géographique. L'estimation des dépôts de N sur les plantations forestières nord-américaines étaient de 4 à 53 kg/ha/an. Les dépôts seraient plus importants en Europe: 11 à 64 kg N/ha/an, avec jusqu'à 115 kg N/ha/an aux Pays-Bas selon Hanson and Turner (1992) (cité par Heilman and Norby (1998)). MacDonald et al. (2002) citent des niveaux de dépôt de N moyens autour de 16.8 kg/ha/an.

Chute des feuilles

La chute des feuilles est l'élément le plus évident du recyclage des éléments nutritifs dans les cultures pérennes. Dans une étude sur *Populus* (Heilman and Stettler (1986) cité par Heilman and Norby (1998)) la chute des feuilles en quatrième année variait de 4,4 à 6,6 t/ha (Tableau 10) et était généralement liée à la productivité du clone. La biomasse sèche de feuilles par les hybrides *trichocarpa x deltoides* était comparable aux valeurs signalées par Hansen and Baker (1979) pour des hybrides de *Populus* en TCR (Heilman and Norby (1998)). La valeur la plus élevée était produite par *Populus trichocarpa* et était comparable à celle d'une plantation d'*Alnus rubra* de 23 à 30 ans (Radwan et al., 1984). En revanche *Populus deltoides* de 11 ans étudié par Blackmon et al. (1979) (cité par Heilman and Norby (1998)) produisait beaucoup moins de feuilles (1,1 à 2,0 t/ha). Parmi les clones cités par Heilman and Norby (1998) les concentrations moyennes de N dans les feuilles mortes étaient relativement similaires, excepté pour « Robusta » dont les valeurs de concentration étaient

sensiblement plus élevées. Généralement, la concentration en azote des feuilles diminue au cours de la saison de croissance. Cependant, la chute des feuilles commençait plus tôt pour *Populus trichocarpa* que pour les autres génotypes, avec souvent 2 pics au cours de l'automne, au début et à la fin de la période de sénescence (Heilman and Norby, 1998). La concentration en azote étant plus élevée au début de la période de sénescence, la chute précoce des feuilles (qui peut être provoquée par exemple par une maladie) entraîne un retour plus important d'azote au sol et donc une plus grande concentration en azote de la litière (Heilman and Stettler (1986) cité par Heilman and Norby (1998)). Une étude de Ericsson et al. (1992) indique qu'un à deux tiers de l'azote et du phosphore des feuilles peuvent être réutilisés par les plantes dès l'année suivante (Bennick et al., 2008).

Transfert de nutriments à la mort de racines

Un aspect plus difficile à mesurer dans le cycle des nutriments est le retour des nutriments au sol à la mort des racines. Dans certains systèmes forestiers, le renouvellement des racines fines est considéré comme un élément majeur du cycle annuel des éléments nutritifs (Vogt et al. (1986) cité par Heilman and Norby (1998)). Une étude d'Heilman et al. (1994b) montre que la durée de vie de certaines des racines initiales des boutures de peuplier n'est que de quelques mois. La quantité de biomasse racinaire des systèmes de TCR/TTCR (Tableau 13) peut donc être un élément de l'estimation de l'importance de la mortalité des racines dans le cycle des nutriments (Heilman and Norby, 1998). Dans une étude sur les racines grossières et fines d'hybrides *P. trichocarpa* x *P. deltoides* et de leurs espèces parentales (à 4 ans), le poids sec des souches et des racines grossières des huit clones était en moyenne de 12,3 à 29,6 t/ha (Heilman et al. (1994a) cité par Heilman and Norby (1998)). Les valeurs les plus basses correspondent aux espèces parentales et les plus élevées aux hybrides. Le poids des racines fines, (diamètre inférieur à 0,5 mm) variait de 4 à 6,5 t/ha avec des différences significatives entre les clones. Une récolte sans retrait des souches permettrait de laisser dans le sol une biomasse équivalente à 34 à 42% de la biomasse aérienne (basé sur des *Populus* de 4 ans) (Heilman et al. (1994a) cité par Heilman and Norby (1998)). Par conséquent, les souches et les racines pourraient représenter une source importante de matière organique et de nutriments pour les cultures suivantes. Toutefois, cet apport ne semble pas être supérieur que celui des racines d'une prairie.

Fertilisation

Pour obtenir une production élevée de biomasse, des recommandations de fertilisation minérale sur des parcelles de TCR/TTCR ont été proposées dans plusieurs pays (Ledin et al. (1994) pour la Suède (Dimitriou et al., 2009)), au Royaume-Uni (DEFRA, 2002; DEFRA, 2004), en Allemagne (Boelcke (2006) cité par Dimitriou et al. (2009)) et Caslin et al. (2011) pour l'Irlande du Nord). Comme avec n'importe quelle culture, l'engrais quel qu'il soit, ne devrait être appliqué qu'après une analyse du sol et l'examen des autres intrants. Il a été montré que sur des sols fertiles ou moyennement fertiles, il n'y a pas nécessairement de réponse positive après une application d'engrais, en particulier pour les premières rotations. En revanche les sites pauvres, avec un capital naturel en nutriments faible, peuvent avoir besoin de ces apports en premières rotations pour maintenir la productivité (Caslin et al., 2010).

Deux approches s'opposent dans la gestion de la fertilité des cultures de TCR/TTCR (Bennick et al., 2008; Heilman and Norby, 1998). L'approche la plus commune et la plus prudente dans l'utilisation des engrais ne se préoccupe pas de l'appauvrissement en nutriments tant que la productivité n'est pas significativement réduite. Selon cette approche, les engrais ne sont appliqués que lorsque la diminution d'un élément nutritif dans le sol commence à impacter sur la croissance. Une telle stratégie minimise l'utilisation d'engrais, au moins initialement. Il maximise également l'efficacité d'utilisation des nutriments par les cultures et le rendement économique sur l'investissement des engrais. Cependant, il ne garantit pas un rendement maximal et, par conséquent, ne donne pas un profit maximum avec des cultures à haute valeur commerciale. Ce système pose également la question de la durabilité des systèmes de culture en TCR/TTCR (Dickmann and Stuart (1983) cité par Heilman and Norby (1998)). La deuxième approche cherche à maintenir un niveau de fertilité élevé dans le sol afin d'assurer un état nutritionnel optimal à la plantation. Selon cette méthode, les taux élevés d'engrais sont nécessaires non seulement pour fournir des nutriments essentiels à la croissance des arbres, mais aussi afin d'accroître la fertilité des sols. Si la fertilité du sol est très faible, des taux élevés d'engrais peuvent être nécessaires pendant plusieurs années avant d'atteindre un bon statut nutritionnel. Lorsque le bon niveau de fertilité est atteint, la quantité d'engrais appliquée est réduite, mais pas au point où la fertilité du sol commencerait à décliner. Cette approche est plus susceptible d'être utilisée sur des cultures agricoles à haute valeur commerciale, mais a également été utilisée sur des plantations de saules en TTCR par Ingestad and Agren (1988) (cité par Heilman and Norby (1998)). La gestion de la fertilité pour les plantations de TCR/TTCR devrait, dans la plupart des cas, se situer quelque part entre les deux approches citées ci-dessus. Maintenir un haut niveau d'azote est coûteux et augmente considérablement le risque de lessivage et de pertes par dénitrification (Heilman and Norby (1998) et Mitchell (1992) cité par Bennick et al. (2008)). L'inconvénient de l'approche conservatrice est le risque de rendement réduit puisque l'engrais est appliqué seulement si une carence est observée. En effet, Il peut être difficile de déterminer le moment où une carence limite effectivement la croissance (Heilman and Norby, 1998).

Au cours de l'année d'établissement de la culture, la production de biomasse des saules plantés en TTCR ou TCR est faible. Les arbres fixent seulement une petite quantité de nutriments dans leur biomasse (Ledin and Willebrand, 1995). L'application d'engrais n'est donc pas recommandée dans la plupart des cas, car que le capital nutritif du sol est généralement suffisant pour l'établissement de la plantation. De plus la culture n'a généralement pas encore développé le système racinaire nécessaire à une absorption efficace des éléments nutritifs. C'est durant l'année d'établissement que le désherbage est susceptible d'être le plus difficile et l'application d'engrais pourrait aggraver le problème des adventices (Caslin et al., 2010; Dimitriou et al., 2009). Pour les années suivantes, il y a des variations importantes dans les recommandations de fertilisation. Par exemple, au Royaume-Uni, une application d'environ 70 kg N/ha/an est proposée en fonction de l'année du cycle de rotation. En Irlande du Nord la valeur recommandée est de 120 à 150 kg N par hectare et par an, et en Suède les recommandations sont de 60 à 100 kg de N par hectare et par an les 3 premières années après récolte (Dimitriou et al., 2009). En général les fertilisants ne peuvent pas être appliqués chaque année, mais seulement l'année après la récolte en raison de la nature de la culture (hautes tiges qui

ne permettent pas le passage des machines) ce qui rend les quantités de nutriments, appliquées lors de la fertilisation, relativement élevées.

Outre les engrais azotés, les amendements organiques, tels que les fumiers, les boues municipales (biosolides), les composts et toute une gamme d'effluents liquides peuvent être utilisés pour fournir des éléments nutritifs (et de l'eau dans le dernier cas) à la plantation (Heilman and Norby, 1998). Cependant, en raison de grandes variations dans les concentrations de nutriments de ces fertilisants organiques, ils doivent être analysés avant leur utilisation. Les quantités apportées doivent être ajustées en conséquence. La diminution de la solubilité de l'azote dans les boues par exemple, comparée aux engrais minéraux peut être un avantage sur des cultures à courte rotation. En effet, si l'effet de la fertilisation azotée dure plus longtemps, le nombre d'épandages pourra être réduit (Ledin and Willebrand, 1995). En conclusion, les applications d'engrais, sous la forme de déchets organiques ou d'engrais minéraux, devraient être calculées après analyse du sol et du fertilisant, et la fertilisation devrait être réalisée de manière à compenser les exportations (Caslin et al., 2010).

- L'étude du cycle des nutriments dans une plantation de TCR/TTTCR dédiée à la phytoremédiation de produits résiduels permet notamment d'estimer les quantités d'éléments qui sont assimilés par la plante et ceux qui sont exportés à la récolte.
- Ces données permettent d'ajuster au mieux les apports d'effluents pour maximiser les prélèvements et éviter les pertes dans le milieu naturel, par ruissèlement ou lessivage par exemple.

1.2.2.4 Extraction et dégradation de contaminants

Les déchets organiques appliqués aux cultures énergétiques sont une source importante de nutriments tels que l'azote (N) et phosphore (P) pour les végétaux, et fournissent également des quantités intéressantes de matière organique au sol. Toutefois, ils peuvent aussi contenir toute une gamme de contaminants qui peuvent être nuisibles aux plantes, à l'écosystème ou à la santé humaine (Britt et al., 2002). Les déchets organiques susceptibles d'être épandus peuvent, selon leur origine, contenir une grande diversité de polluants. On peut par exemple retrouver dans les boues d'épuration des éléments traces et notamment les éléments traces métalliques (ETM), des substances chimiques et des micro-organismes qui peuvent avoir des effets indésirables pour la conservation des sols, l'activité de la microfaune du sol, la qualité et le rendement des cultures et la santé humaine et animale (ADEME, 2000; Paranychianakis et al., 2006). La végétation peut jouer un rôle important dans la gestion de ces oligo-éléments. Le choix du matériel végétal utilisé doit se faire en fonction du type d'éléments traces, de sa concentration dans les effluents épandus et de l'utilisation finale de la culture (Paranychianakis et al., 2006).

Parmi les contaminants les plus importants dans les effluents susceptibles d'être épandus sur des TCR/TTTCR sont les ETM (Britt et al., 2002) parmi lesquelles se trouvent certains oligo-éléments indispensables à la croissance des plantes. Les ETM peuvent être présents sous différentes formes dans les fumiers ou lisiers et les déchets organiques. Par exemple, les métaux dans les fumiers animaux seront présents principalement sous forme soluble ou liés à la matière organique. En revanche, les boues ou les déchets industriels peuvent contenir une grande proportion de métaux fortement liés aux particules minérales (en particulier le fer, l'aluminium et les oxydes de manganèse), qui sont beaucoup moins disponibles pour les plantes. Parce que les ETM ne peuvent pas être décomposés en sous-produits moins nocifs, les stratégies de phytoremédiation se concentrent sur leur accumulation dans les parties aériennes de la plante, puis leur retrait du site. Une fois les ETM incorporés dans le sol, un certain nombre de propriétés du sol auront une incidence sur leur absorption par les végétaux, comme le pH, la capacité d'échange cationique, les conditions redox, la teneur en matière organique et en argile (Britt et al., 2002).

a) ETM

Teneurs en éléments traces métalliques dans les végétaux

Les éléments nécessaires pour assurer la croissance et le développement de la plante sont dits « essentiels ». Ils sont traditionnellement subdivisés en deux catégories : les macroéléments et les micro- ou oligo-éléments. Ce classement est fait en fonction des concentrations relatives de ces éléments dans les tissus végétaux. Les oligo-éléments comprennent une vingtaine d'éléments parmi lesquels se trouvent le fer (Fe), le manganèse (Mn), le zinc (Zn), le cuivre (Cu), le bore (B), l'aluminium (Al), le nickel (Ni), le cobalt (Co), le molybdène (Mo), l'iode (I), le Brome et le fluor (F) (Migeon, 2009). Les ETM sont naturellement présents dans les sols et certains d'entre eux font partie des oligo-éléments (ADEME). Le zinc (Zn), le cuivre (Cu) et le nickel (Ni) par exemple sont des oligo-éléments essentiels pour la croissance des plantes, mais peuvent être phytotoxiques s'ils sont présents à des niveaux excessifs dans le sol (Alloway (1990) cité par Britt et al. (2002)). En revanche, le chrome (Cr), le cadmium (Cd), le plomb (Pb), l'arsenic (As) et le mercure (Hg) n'ont pas de fonction biologique connue et peuvent être nocifs pour l'environnement (Britt et al., 2002). Ils peuvent tout de même se trouver en quantités variables dans les plantes. Ces teneurs dépendent de l'espèce végétale, de la variété mais aussi de l'âge de la plante (Migeon, 2009).

Concentration en contaminants dans les effluents

La teneur en ETM présents dans les effluents varie fortement en fonction de leur concentration en matière sèche, leur origine (agricole, industriel, municipal...), et le niveau de traitement qu'ils ont subi avant épandage (Page and Chang (1988) cité par Paranychianakis et al. (2006)). Les inquiétudes au sujet de l'accumulation des éléments traces dans le sol des plantations de TCR/TTTCR irriguées et/ou fertilisées par des effluents ont conduit les organismes environnementaux à adopter des règlements qui déterminent les concentrations ou les charges d'oligo-éléments maximales qui peuvent être appliquées sur un site (Cf. : section 2). Ces réglementations concernent principalement l'application

de boues d'épuration ou d'effluents industriels mais peu d'auteurs s'intéressent aux apports en ETM par les amendements de fumiers ou de lisiers d'origine agricole.

Lisiers et fumiers d'origine agricole

L'ADEME compile les résultats de plusieurs études sur la composition des effluents d'élevages français (Tableau 14). Des résultats du même type sont donnés par Gendebien et al. (2001) (résultats d'une étude de Petersen (1996) sur les concentrations en ETM dans les fumiers d'élevage provenant d'Angleterre et du Pays de Galles) (Tableau 15). Les auteurs de cette étude réalisée sur 85 échantillons de fumier constatent par exemple que les concentrations en Zn et en Cu notamment des fumiers de porcs et de volailles étaient plus élevées que celles des fumiers de bovins. Cette différence serait liée à l'apport de ces métaux dans l'alimentation des porcs et des volailles.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Fumiers de bovins	0,3 - 1,5	5 - 60	5 - 40	0,1 - 0,6	6 - 40	5 - 90	*	75 - 500
Lisiers de porcs	0,3 - 2	10 - 30	190 - 700	0,1 - 0,2	7 - 80	7 - 150	*	290 - 800

* valeurs nulles, ou absentes ou insuffisamment fiables pour être indiquées

Tableau 14 : Fourchettes de variation de la teneur en ETM (en g/t de matière sèche) dans les fumiers bovins et les lisiers de porcs. Synthèse des sources ADEME, BNAME, UNIFA, ATV, ITCF, ACTA, MAP. (ADEME, 2000).

	Ca	Mg (kg/t MS)	Na	Cu	Mn	Zn	Pb	Cd (g/t MS)	Ni	Cr	Co
Fumiers											
Bovins	3	0,9	0,5	15	42	3	0,5	0,07	1,04	0,42	0,13
Porcs	4,1	0,9	0,7	43	58	99	0,74	0,06	1,29	1,56	0,29
Volailles	17,9	1	3,4	32	154	178	0,96	0,37	5,46	1,82	0,23
Lisiers											
Bovins	1,1	0,5	0,7	5	16	12	0,27	0,04	0,52	0,2	0,12
Porcs	1	0,3	0,6	13	23	156	0,13	0,02	0,55	0,41	0,05

Tableau 15 : Teneurs moyennes en minéraux et ETM des déchets d'origine agricole au Royaume-Uni. Moyenne des analyses sur la période 1960 à 1985 (Petersen 1996) cité par Gendebien et al. (2001)

Boues d'épuration

Les boues d'épuration concentrent les contaminants présents dans les eaux usées. Les teneurs des boues en contaminants varient selon la qualité des eaux entrantes et les traitements de stabilisation et/ou de déshydratation appliqués aux boues (ADEME, 2000). Les ETM peuvent être présents à des niveaux relativement élevés dans les boues d'épuration d'origine industrielle ou domestique. Ces dernières années, une diminution significative a été observée dans les concentrations en éléments traces dans les pays développés, en raison notamment de normes strictes sur l'élimination des effluents industriels et l'amélioration des technologies de traitement. Cela a eu tendance à diminuer

les risques de contamination par les ETM résultant lors de l'épandage des effluents municipaux (Paranychianakis et al., 2006; Smith, 1996) cité par (Britt et al., 2002).

Selon la nature des eaux épurées, l'apport de boues peut causer l'augmentation du stock naturel d'ETM du sol (ADEME, 2000). Le Tableau 16 présente les données compilées par l'ADEME (2000) sur la composition des boues d'épuration françaises. Ces données ont été collectées lors d'enquêtes ou des campagnes de mesure réalisées par divers organismes (ADEME, 1995 ; Agence de l'eau RMC et Recyval, 1998; SYPREA, 2000). Les données les plus récentes (SYPREA, 2000) confirment la baisse continue des teneurs en ETM dans les boues d'épuration. D'autres données sont disponibles en annexe II. Les teneurs en ETM varient selon les types de produits, leur origine et leur fabrication. Le zinc et le cuivre sont les ETM les plus importants en quantité dans les boues. Viennent ensuite le plomb, le chrome et le nickel (quelques dizaines de g/t MS), puis le cadmium et le mercure (moins de 3 g/t MS). Selon les activités économiques spécifiques raccordées au réseau d'assainissement, on peut trouver d'autres éléments comme de l'argent (rejets de laboratoires photos), du bore, du molybdène, etc.

Eléments-traces métallique (ETM)* :	Teneurs (g/t de MS)	Valeur limite réglementaire (g/t de MS)	Part de la valeur limite (%)
Cadmium (Cd)	2,5	10	25%
Chrome (Cr)	50	1 000	5%
Cuivre (Cu)	330	1 000	33%
Mercure (Hg)	2,3	10	23%
Nickel (Ni)	40	200	20%
Plomb (Pb)	90	800	11%
Sélénium (Se)	10	/	/
Zinc (Zn)	800	3 000	27%

* Données moyennées (ordres de grandeur) : ADEME, 1995 ; Agence de l'eau RMC et Recyval, 1998 ; SYPREA, 2000.

Tableau 16 : Composition des boues d'épuration françaises (ADEME, 2000)

Sur un plan pratique, il est surtout important de considérer les flux apportés au sol, c'est-à-dire les quantités d'ETM par hectare fertilisé. La quantité de boue apportée par hectare est souvent calculée en fonction de sa teneur en éléments nutritifs, et en particulier de sa teneur en azote, c'est-à-dire de sa valeur agronomique. En général, cette dose se situe entre 1 et 2 t MS/ha/an sur des parcelles agricoles selon l'ADEME. Les flux de contaminants sont obtenus en multipliant les teneurs dans les boues par la quantité de boue épandue. Le Tableau 17 montre que sur la base des concentrations moyennes observées, les flux sont sensiblement inférieurs aux seuils réglementaires même pour l'application d'une dose de 2 t MS de boue/ha/an (équivalent à environ 60-180 kg N/ha/an) (ADEME, 2000).

Elément	Concentration moyenne (g/t MS)	Flux pour 2 tonnes MS (g/ha/an)	Flux limite réglementaire (g/ha/an)
cadmium	2,5	5	15 - 30
chrome	50	100	1 200 - 1 500
cuivre	330	660	1 200 - 1 500
mercure	2,3	4,6	15 - 12
nickel	40	80	300
plomb	90	180	1 500 - 900
sélénium	10	20	120
zinc	800	1600	4 500 - 3 000

Tableau 17 : Calcul de flux moyens d'ETM pour l'épandage de 2 tonnes de MS de boue par hectare. (ADEME, 2000).

Sur un plan pratique, il est surtout important de considérer les flux apportés au sol, c'est-à-dire les quantités d'ETM par hectare fertilisé. La quantité de boue apportée par hectare est souvent calculée en fonction de sa teneur en éléments nutritifs, et en particulier de sa teneur en azote, c'est-à-dire de sa valeur agronomique. En général, cette dose se situe entre 1 et 2 t MS/ha/an sur des parcelles agricoles selon l'ADEME. Les flux de contaminants sont obtenus en multipliant les teneurs dans les boues par la quantité de boue épandue. Le Tableau 17 montre que sur la base des concentrations moyennes observées, les flux sont sensiblement inférieurs aux seuils réglementaires même pour l'application d'une dose de 2 t MS de boue/ha/an (équivalent à environ 60-180 kg N/ha/an) (ADEME, 2000).

Déchets industriels

De nombreux déchets industriels sont recyclés par épandage ou compostage. Différents types de déchets peuvent être épandus (Tableau 18), y compris une gamme de déchets végétaux et animaux, des déchets de l'industrie agro-alimentaire, des boues de papeteries, des sols contaminés, des boues des déchets de l'industrie du textile, du cuir et de la tannerie, des cendres volantes ou des autres déchets minéraux (Gendebien et al., 2001).

Les données sur la composition de certains déchets industriels au Royaume-Uni sont rapportées par (Gendebien et al., 2001) (Tableau 19). Ils ont été obtenus à partir d'un nombre limité de sources sur une période de dix ans. Ces données fournissent une indication générale sur la composition des déchets. À titre d'exemple, les taux d'application d'ETM pour les boues de papier ont été calculés en utilisant la médiane de l'analyse de 25 échantillons (rapportés par Davis and Rudd (1998)). On observe que les déchets industriels peuvent apporter de grandes quantités de certains métaux. Par exemple 135 mg de zinc sont apportés par kg de boue d'industrie papetière et 128 mg Cr/kg d'effluents d'industrie de tannage. On remarque également que la composition et la concentration en

ETM sont très variables en fonction de l'origine de l'effluent. L'importance de l'analyse des effluents apportés à une plantation de TCR/TTTCR semble donc indispensable afin de prévoir les risques éventuels d'accumulation ou de contamination de l'environnement et leurs effets indésirables sur la plantation.

MODE DE TRAITEMENT	EPANDAGE	COMPOSTAGE
Déchets organiques total	233692	68784
Industrie alimentaire	111671	54270
Fabrication de boissons	111260	10900
Industrie du papier et du carton		301
Industrie chimique	10496	1408
Fabrication de produits informatiques, électroniques et optiques		19
Dont :		
Déchets organiques d'origine animale	78041	9945
Industrie alimentaire	77907	9400
Industrie chimique		481
Fabrication de produits informatiques, électroniques et optiques		19
Autre déchets organiques	155650	58839
Industrie alimentaire	33764	44870
Fabrication de boissons	111260	10900
Industrie du papier et du carton		301
Industrie chimique		927

Tableau 18 : Quantité et origine des déchets épandus et compostés en France. (INSEE, 2006)

	Pâte à papier et boues d'industrie papetière	Déchets d'abattoir (sang)	Effluents d'industrie alimentaire et des boissons	Boues d'industrie textile	Boues de tannerie
			Moyenne		
ETM	(mg/kg MS)	(mg/kg MS)	(µg/l MS)	(mg/kg MS)	(mg/kg MS)
Cd	1	<0.25	1.9	0.5	0.17
Cr	34	0.3	46	40	128
Cu	61	3.2	117	131	10
Hg	0.2	<0.01	6.6	0.4	0.03
Ni	12	0.4	53	8	1.5
Pb	13	0.3	83	7	4
Zn	135	13	2 347	188	27
Se				4.6	
As	<8				

Tableau 19 : Teneur en ETM de différents effluents d'origines industrielles au Royaume Uni. (d'après Gendebien et al. (2001))

Prélèvement d'ETM par les plantes forte productrices de biomasse

Des taux d'absorption élevés d'oligo-éléments et l'accumulation en priorité dans les organes aériens sont des caractéristiques souhaitables permettant de maintenir la qualité des sols. Bien qu'il n'y ait pas d'espèces d'arbres considérées comme hyper-accumulatrices, une forte production de biomasse peut permettre de compenser les concentrations en ETM relativement faibles dans la biomasse des espèces utilisées en TCR/TTTCR (Paranychianakis et al., 2006). Une plante doit donc produire beaucoup de biomasse et accumuler beaucoup de métaux pour épurer les effluents ou limiter les effets négatifs des épandages (Dallemand et al., 2007; Migeon, 2009). D'autres critères doivent être pris en considération : la plante doit tolérer le métal (Blaylock (2000) cité par Migeon (2009)) mais aussi les conditions défavorables du sol (pH, salinité, structure du sol, contenu hydrique), produire un système racinaire abondant et résister aux maladies et aux insectes. On peut en déduire que les espèces végétales idéal pour les TCR/TTTCR utilisées pour le traitement des effluents contenant des ETM sont ceux qui peuvent accumuler de grandes quantités d'ETM dans leurs tissus, sans présenter un risque pour la faune et qui peuvent produire une grande quantité de biomasse.

De nombreuses études rapportent des concentrations d'ETM pour les espèces du genre *Salix* en particulier pour le Cd (24 articles), le Zn (22 articles), le Cu (18 articles) et le Pb (12 articles). Dans le cas du peuplier beaucoup moins de travaux ont été réalisés et donc il y a moins de données disponibles. Les principaux ETM étudiés pour le genre *Populus* sont le Zn (7 articles), le Cu (5 article), le Cd et le Cr (4 articles). Les deux graphiques ci-dessous (Figure 20) présentent le nombre d'articles contenant des données de concentration en ETM dans les tiges des genres étudiés (*Salix*, *Populus*, et « autre espèces »). La catégorie « Autres espèces » comprend les espèces des genres *Alnus* et *Eucalyptus* et l'espèce *Robinia pseudoacacia*. Il existe moins d'articles traitant des autres espèces que de *Salix* et *Populus*. Par exemple seulement 37 résultats sont obtenus lorsque l'on recherche avec les mots-clés « eucalyptus » et « heavy metal » dans la base de données « Web of Knowledge » (Tableau 20).

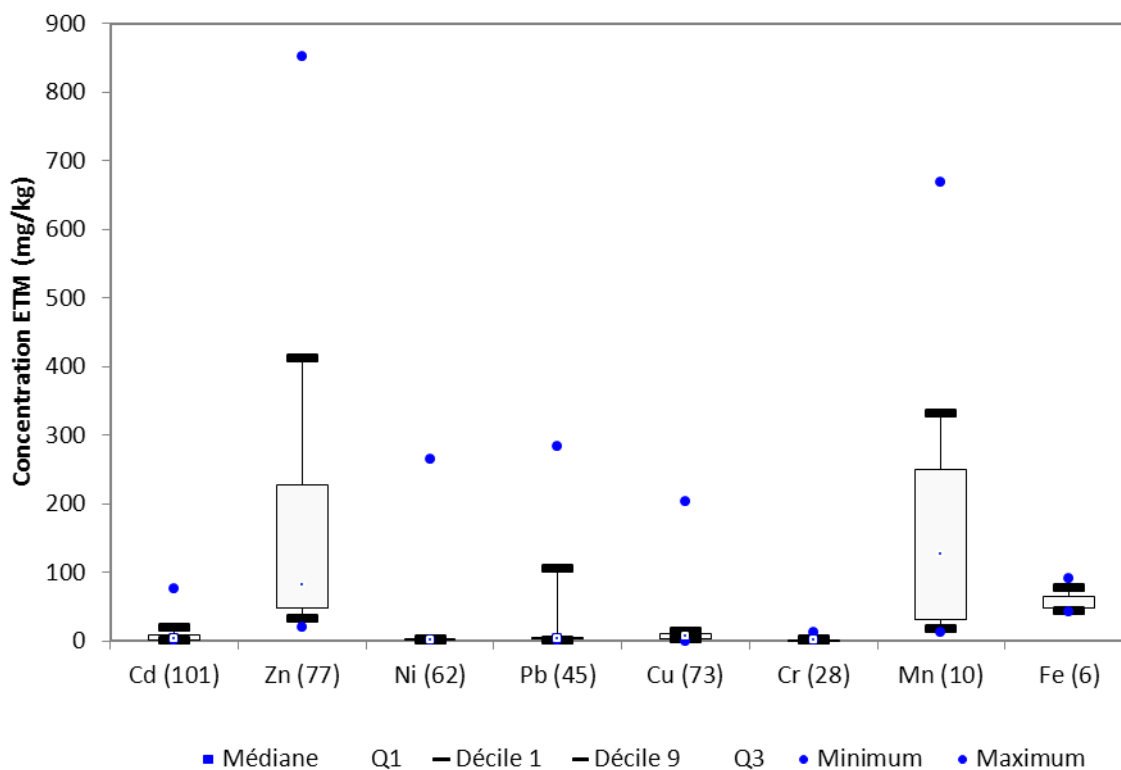
Il y a de grandes différences dans l'efficacité de l'absorption des ETM, entre les éléments, les différentes cultures de biomasse, les espèces végétales et les clones (Britt et al., 2002; Laureysens et al., 2004; Laureysens et al., 2005). On observe également des différences importantes de concentration entre les différentes parties des plantes. Par exemple, Punshon and Dickinson (1997) trouvaient des concentrations de cuivre variables dans les différents organes avec le classement suivant (du moins concentré au plus concentré) : racines > Bois > nouvelles tiges > feuilles, alors que pour Cd l'ordre était : feuilles > tiges > bois > racines. Les racines, le bois et les tiges peuvent immobiliser les métaux pour plusieurs années, par opposition aux feuilles qui tombent chaque année restituant les métaux qu'elles contiennent au sol. En termes de potentiel d'assainissement des effluents, il est préférable que les métaux soient accumulés dans les parties récoltées de la plante (c'est à dire le bois, les tiges et éventuellement les feuilles). Les « boîtes à moustaches » (Figure 18 et Figure 19) représentent la répartition de toutes les valeurs de concentration dans les tiges de *Salix* et *Populus* (partie exportée à la récolte d'un TCR/TTTCR) pour les différents métaux trouvés dans la littérature. Ces valeurs de concentration sont tirées d'études portant sur des plantations sur sites et

sols pollués à différents degrés (ancien site de dépôt de déchets, ancien site minier, déblais miniers, déblais de canal...) ou non contaminés. Certaines données proviennent d'essais d'épandages de différents effluents de composition très variables. Les données peuvent provenir de plantations commerciales ou d'essais en champs, en pots, sous serre ou en plein air. La variabilité des résultats pour un genre donné est probablement due en partie à la grande variabilité dans les conditions expérimentales.

Des espèces pures et des hybrides de *Salix* et *Populus* ont été utilisés pour la remédiation de nombreux contaminants (Dallemand et al., 2007; Riddell-Black et al., 1997; Zalesny and Bauer, 2007). En effet, beaucoup d'espèces ou de clones de la famille des Salicacées ont la capacité d'accumuler de fortes teneurs en ETM dans leurs parties aériennes (Landberg and Greger, 1996; Lunackova et al., 2003; Rosselli et al., 2003). De nombreux génotypes de *Salix viminalis* ont été testés pour leur capacité à accumuler le Cd et le Zn. Un génotype de *Salix* serait capable d'extraire 216 g Cd/ha/an/, alors que l'hyperaccumulatrice (cf. : annexe IV) *T. caerulescens* en accumulait 35 g/ha/an et *Alyssum murale* 43 g/ha/an dans les mêmes conditions de culture (Greger and Landberg (1999) cité par Migeon (2009) et Paranychianakis et al. (2006)). Les peupliers seraient également de bons accumulateurs de Cd (Migeon, 2009; Robinson et al., 2000).

Salix spp.

a) Concentration dans les tiges



Salix spp.

b) concentration dans les tiges, zoom

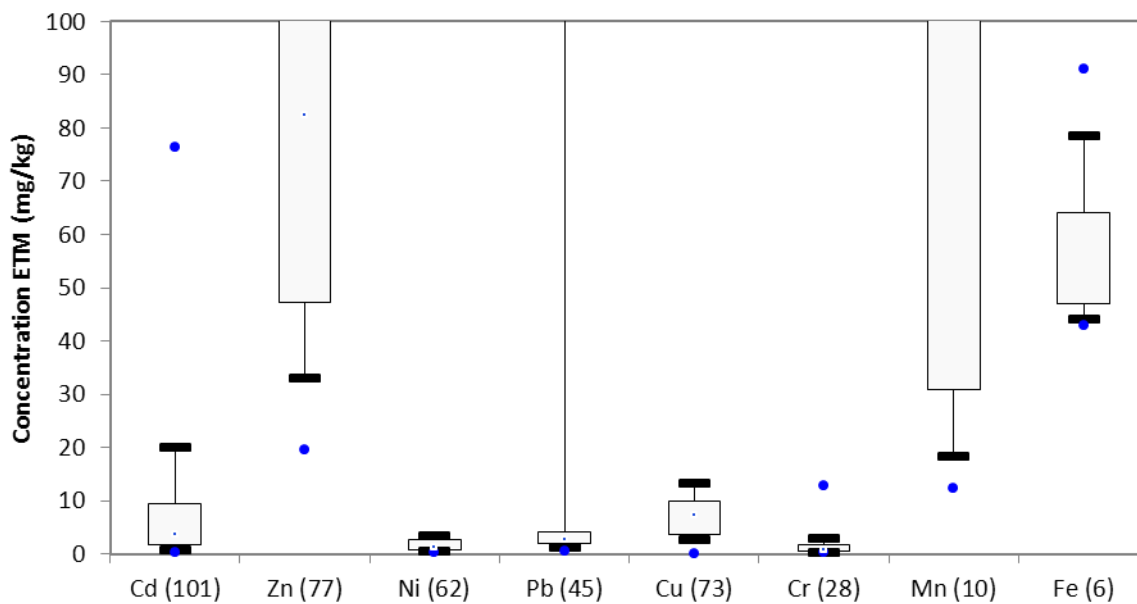
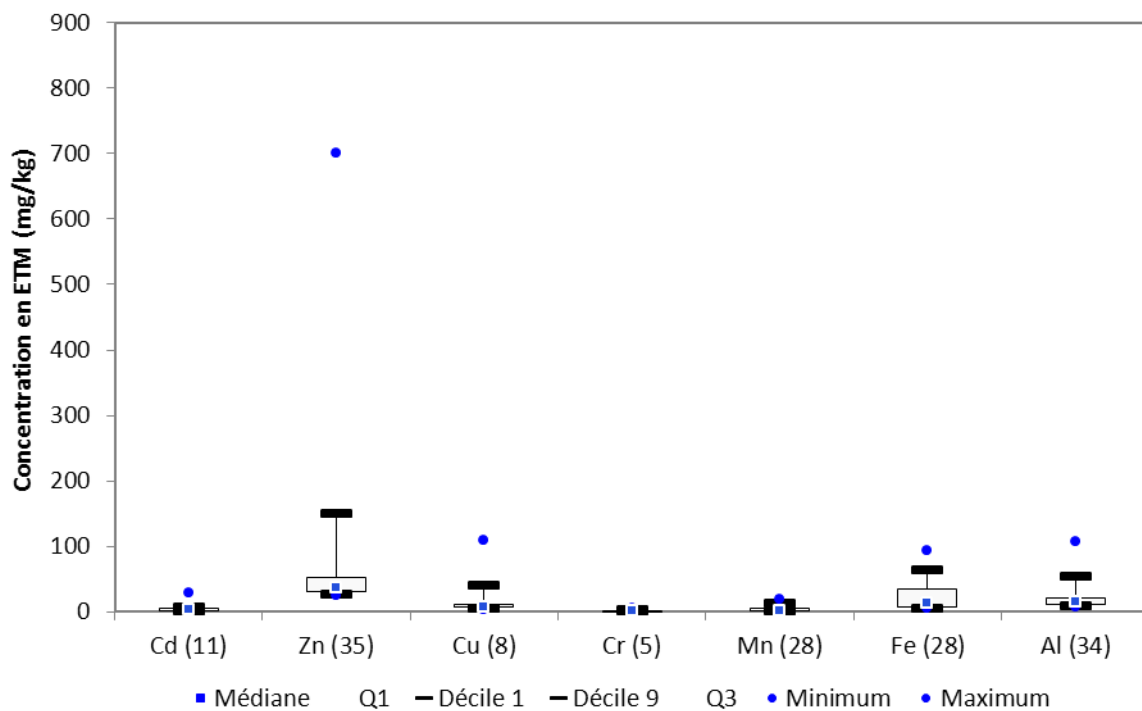


Figure 18 : « Boîte à moustaches » de la répartition des valeurs de concentration (et nombre de valeur) en ETM dans les tiges de *Salix spp.*

Populus spp.

a) Concentration dans les tiges



Populus spp.

b) Concentration dans les tiges, zoom

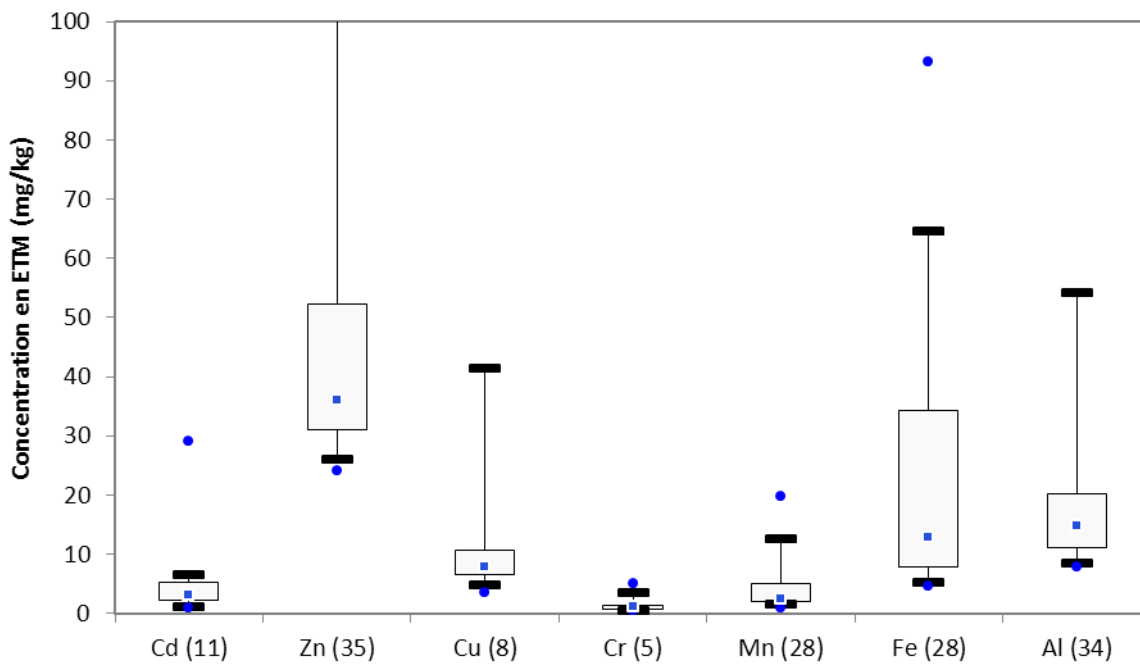


Figure 19 : « Boîte à moustaches » de la répartition des valeurs de concentration (et nombre de valeur) en ETM dans les tiges de *Populus spp.*

Nombre d'articles au 09/12/2011	Heavy metal	Phytoremediation
<i>Salix</i>	106	181
<i>Populus</i>	113	168
<i>Eucalyptus</i>	37	29
<i>Alnus</i>	13	12
<i>Robinia pseudoacacia</i>	5	5

Tableau 20 : Nombre d'articles traitant des ETM et de la phytoremédiation trouvés sur la base de données « Web of Knowledge » le 15/12/2011.

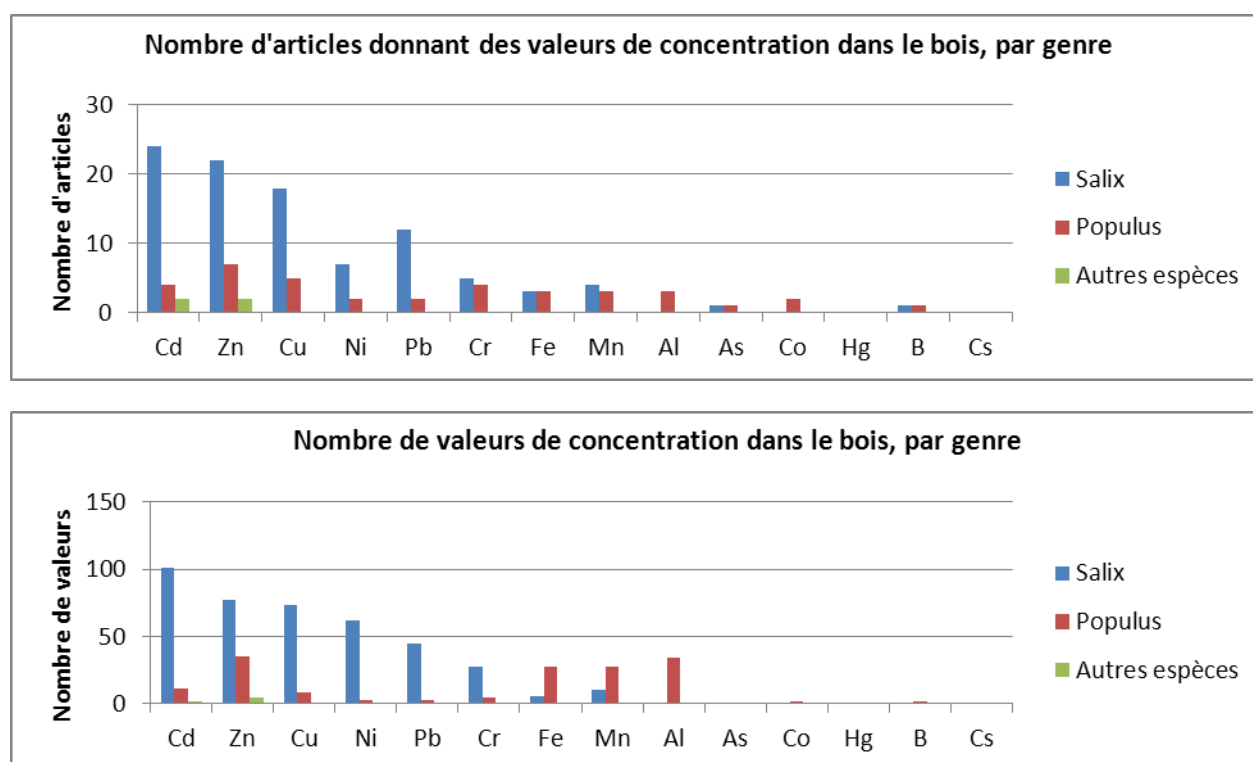


Figure 20 : Répartition du nombre d'articles étudiés dans cette synthèse présentant des données de concentration d'ETM et nombre de valeurs pour les espèces des genres *Salix* et *Populus* et l'espèce *R. pseudoacacia*.

Meers et al. (2007) comparent cinq espèces de *Salix* pour leur capacité à extraire et à accumuler des ETM (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) dans les parties récoltables des plantes. Les essais ont été réalisés sur des plantes en pot en plein air, au cours d'une saison de croissance. Dans cette étude, trois sols très différents ont été utilisés: un sol sédimenteux légèrement contaminés, un sol sédimenteux présentant une concentration élevé de Cd, Cr et Zn et un sol sablonneux modérément contaminé en Cd. Parmi les cinq clones testés, les concentrations pour le sol contaminé (25 mg Cd/kg MS dans le sol) variaient de 16,80 pour le clone *P. purpurea* x *P. dasyclados* « Bleu » à 39,5 mg Cd/Kg MS pour les clone *P. schwerinii* « Christina ». Les auteurs estiment que des quantités de l'ordre de 5 à 27 kg/ha de Zn et 0,25 à 0,65 kg/ha de Cd pourraient être potentiellement extraites annuellement avec les clones

« Christina », « Loden » et « Belgisch Rood », avec des différences marquées entre les 3 sols. Castiglione et al. (2009) montrent également de très grandes différences entre plusieurs clones de *Populus* en terme de concentration de Zn et Cd. Les clones AL35 et NG12 (Figure 21) présentaient des concentrations très élevées en Zn dans les tiges (<650 mg/kg MS). La concentration en Cd des tiges des clones exposés à une concentration en ETM de 1 µM pendant 20 jours variait d'un facteur 80 entre la concentration la plus forte et la plus faible (Landberg and Greger, 1994). Les quantités de Zn et Cd exportés par les branches, troncs et feuilles de différents clones de peuplier plantés sur un site contaminé (projet Phytopop) sont présentées sur la . Ces résultats ont été obtenus par la multiplication du rendement de biomasse par la concentration en Zn et Cd des organes de chaque clone (PHYTOPOP, 2010).

Migeon (2009) présente les concentrations en métaux dans des plantes prélevées sur un site non contaminé (Tableau 21). Les résultats montrent la différence entre les espèces pour chaque métal et entre les différents ETM pour chaque espèce. Nielsen (1994) a également constaté que *Salix* prélève de grandes quantités de Cd et Zn, alors les prélèvements de Ni, Hg, Cu et Pb par *Salix discolor* et *Salix viminalis* étaient moins importants (Labrecque et al., 1995).

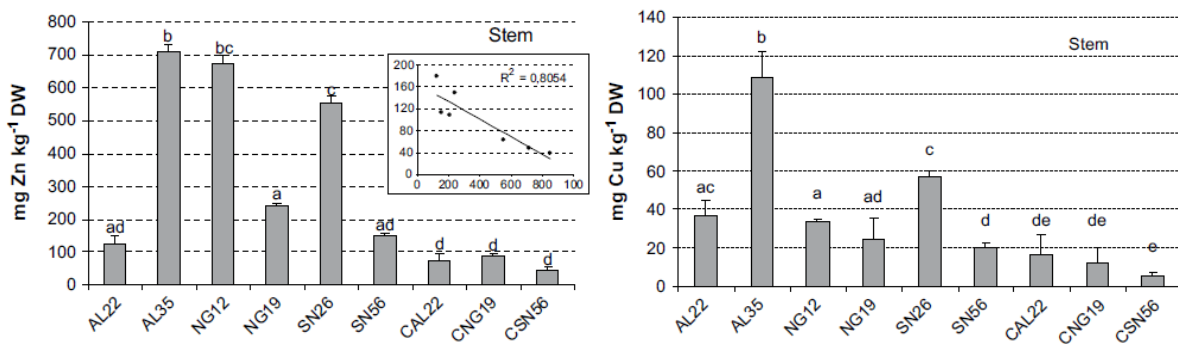
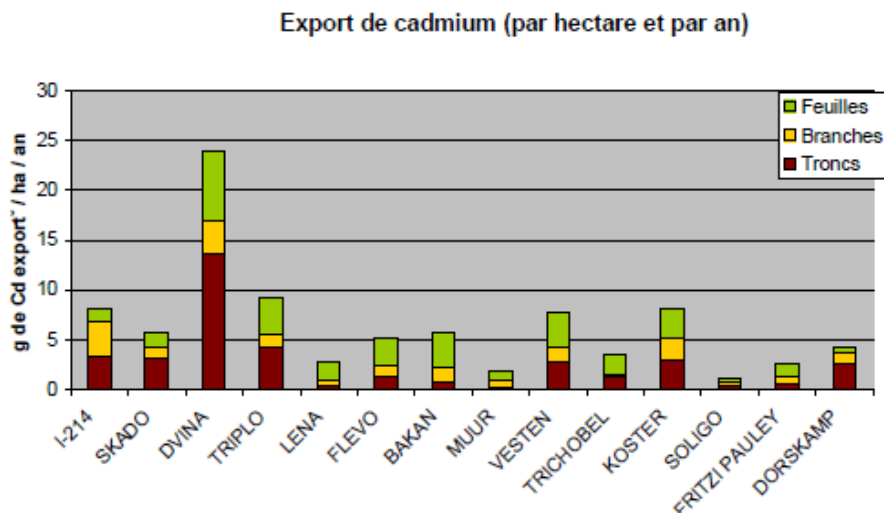


Figure 21 : Concentration en Zn et Cd dans les tiges de 9 clones de *Populus* spp. (Castiglione et al., 2009).

a)



b)

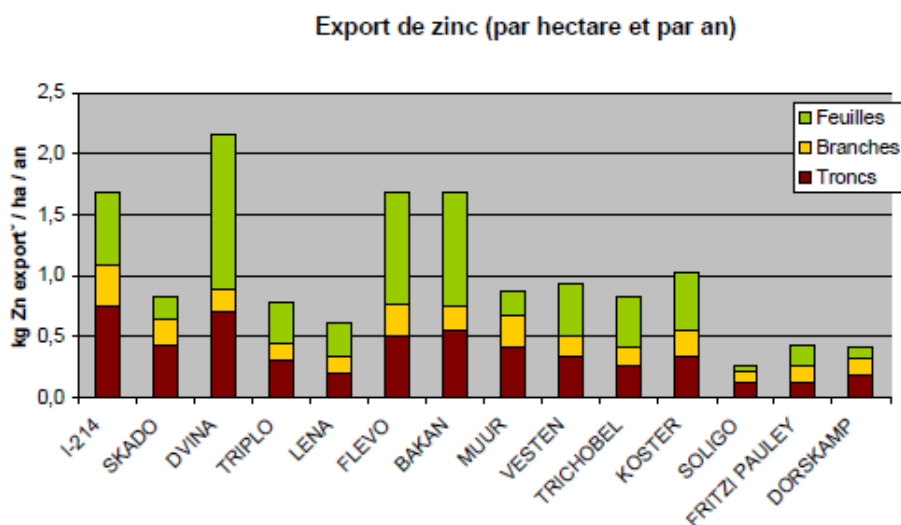


Figure 22 : (a et b) Exportations de Cd (g/ha/an) et Zn (kg/ha/an) à la récolte de 14 clones de *Populus* plantés sur un site contaminé. (PHYTOPOP, 2010)

FEUILLES	Cd	Cr	Cu	Mn	Zn
<i>A. pseudoplatanus</i>	1.13	3.74	6.45	34.9	178.1
<i>B. pendula</i>	0.51	3.33	3.85	483.5	106.4
<i>P. trichocarpa</i> x <i>P. deltoides</i>	1.22	3.36	4.35	63.3	160.0
<i>P. tremula</i> x <i>P. tremuloides</i>	1.78	5.04	6.02	132.3	118.2
<i>O. robur</i>	0.34	3.42	3.41	291.7	44.3
<i>S. alba</i>	1.69	4.81	5.43	202.3	331.7

TIGES	Cd	Cr	Cu	Mn	Zn
<i>A. pseudoplatanus</i>	1.10	2.72	4.76	44.8	78.4
<i>B. pendula</i>	0.44	2.72	3.65	130.2	116.2
<i>P. trichocarpa</i> x <i>P. deltoides</i>	0.43	2.51	2.62	17.9	50.6
<i>P. tremula</i> x <i>P. tremuloides</i>	1.14	2.46	7.23	36.2	73.3
<i>O. robur</i>	0.42	3.10	3.03	92.7	42.6
<i>S. alba</i>	1.36	2.95	8.86	3.55	157.8

Tableau 21 : Teneurs en métaux dans les feuilles et les tiges de plusieurs espèces prélevées sur un site non pollué (mg kg MS^{-1}). Les concentrations sont mesurées par spectrométrie optique (ICP-AES) et sont exprimées par les moyennes de 5 réplicas pour chaque espèce. (Migeon, 2009)

Sur des sols contaminés ou dans des plantations où il y a eu un apport d'ETM (par épandage d'effluents) la concentration en métaux dans la plante peut être liée à la concentration du contaminant dans le sol. Afin d'appréhender la capacité des plantes à prélever les ETM dans le sol en minimisant l'effet de la concentration du contaminant dans le sol, on peut par exemple utiliser le facteur de bioconcentration (BCF), c'est-à-dire la concentration dans la plante divisée par la concentration dans le sol. Les valeurs de BCF des feuilles de plusieurs espèces ligneuses sont présentées par Migeon (2009) (Tableau 21). Une espèce est dite accumulatrice si son facteur de bioconcentration est supérieur à 1 ce qui signifie que les concentrations mesurées dans le végétal sont supérieures à celles du sol. Des BCF de feuilles allant de 3.60 à 7.80 ont été calculés par Laureysens et al. (2004)

pour 13 clones de *Populus*. Les saules ont également été bien étudiés. Le plus fort facteur de bioconcentration des tiges pour le Cd (16.8 et 27.9 pour les feuilles) a été mesuré sur *S. viminalis* clone 78183 sur un sol contenant 0,45 mg Cd kg MS⁻¹ (Klang-Westin and Eriksson, 2003). Pour le Zn, le plus important facteur de bioconcentration (1,71) a été observé sur *S. viminalis* clone 78198 sur un sol contenant 1160 mg Zn kg MS⁻¹ (Hammer et al. (2003) cité par Migeon (2009)). Des peupliers irrigués avec des eaux usées municipales avait la capacité à prélever plus de cadmium que ce qui était appliquée par l'épandage (Moffat et al., 2001; Paranychianakis et al., 2006).

Espèces ligneuses	Cd			Zn			Pb		
	Site A	Site B	Site C	Site A	Site B	Site C	Site A	Site B	Site C
<i>Acer campestre</i>	<0,01	0,04	-	0,02	0,13	-	<0,01	0,05	-
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<0,01	-	0,07	0,01	-	0,14	<0,01	-	0,02
<i>Alnus glutinosa</i>	0,01	-	-	0,07	-	-	0,01	-	-
<i>Betula pendula</i>	0,07	0,12	-	0,32	0,69	-	0,01	0,07	-
<i>Cornus sanguinea</i>	-	0,03	0,10	-	0,07	0,06	-	0,06	0,05
<i>Corylus avellana</i>	-	0,04	-	-	0,11	-	-	0,09	-
<i>Crataegus monogyna</i>	0,01	-	-	0,07	-	-	<0,01	-	-
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,01	-	0,08	0,03	-	0,08	<0,01	-	0,01
<i>Genista tinctoria</i>	-	0,11	-	-	0,08	-	-	0,04	-
<i>Lingustrum vulgare</i>	-	0,05	-	-	0,13	-	-	0,04	-
<i>Malus sylvestris</i>	-	0,03	-	-	0,06	-	-	0,05	-
<i>Populus deltoides</i> x <i>Populus nigra</i>	-	-	1,39	-	-	0,78	-	-	0,02
<i>Populus nigra</i>	-	-	0,97	-	-	0,62	-	-	0,02
<i>Populus tremula</i> x <i>Populus tremuloides</i>	-	2,26	-	-	1,22	-	-	0,11	-
<i>Populus tremula</i> x <i>Populus alba</i>	-	-	0,79	-	-	0,41	-	-	0,03
<i>Populus trichocarpa</i> x <i>Populus deltoides</i>	1,98	-	-	0,72	-	-	0,04	-	-
<i>Prunus avium</i>	<0,01	0,05	-	0,06	0,11	-	<0,01	0,05	-
<i>Quercus robur</i>	0,03	-	-	0,04	-	-	0,02	-	-
<i>Quercus rubra</i>	0,04	-	-	0,02	-	-	<0,01	-	-
<i>Robinia pseudoacacia</i>	<0,01	0,04	-	0,03	0,11	-	<0,01	0,06	-
<i>Salix alba</i>	0,21	0,63	0,61	0,20	0,70	0,42	0,02	0,05	0,04
<i>Salix caprea</i>	1,38	1,42	-	0,38	0,80	-	0,01	0,09	-
<i>Salix purpurea</i>	-	0,09	-	-	0,15	-	-	0,05	-
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	0,10	-	-	0,21	-	-	0,04
<i>Ulmus minor</i>	0,01	-	0,09	0,03	-	0,08	<0,01	-	0,02

Tableau 22: Facteurs de bioconcentration des espèces ligneuses collectées sur 3 sites différents de Métaleurop (BCF: concentration dans les feuilles/ concentration dans le sol).

Mécanismes d'absorption des ETM dans la plante

Les oligo-éléments appliqués sur le sol sont soumis à divers facteurs physiques, chimiques et biologiques qui peuvent entraîner une diminution significative de leur biodisponibilité. Les plantes peuvent aussi jouer un rôle complexe dans la gestion des ETM à travers leurs effets sur la disponibilité, l'absorption et la distribution des éléments dans les divers tissus végétaux (Paranychianakis et al., 2006).

L'absorption des éléments métalliques ainsi que leur translocation vers les parties aériennes de la plante varient à la fois entre éléments et entre espèces végétales ((Prasad, 2004)). Au niveau de la racine, les éléments métalliques peuvent être transportés par voie symplastique (à l'intérieur de la cellule) et apoplastique (à l'extérieur de la cellule). Par voie symplastique, l'absorption est bien réelle car les métaux se trouvent à l'intérieur de la cellule. Par la voie l'apoplastique on ne parle pas

d'absorption des éléments mais plutôt de prélèvement. En effet, les éléments ne pénètrent pas dans la cellule mais restent dans l'apoplasme (paroi perméable et espace entre les cellules) (Tremel-Schaub and Feix (2005) cité par Migeon (2009)). Le transport des éléments se fait ensuite des cellules racinaires jusqu'aux vaisseaux conducteurs de la sève brute (dans le xylème). Sa circulation est régie par la poussée racinaire et par la transpiration (Soltner, 1999). Les éléments sont alors distribués dans tous les organes de la plante.

L'absorption des métaux par voie aérienne se limite aux cas de fortes pollutions atmosphériques. Les éléments sous forme de poussière ou de gaz pénètrent dans les feuilles à travers les stomates (après avoir traversé la cuticule) sous forme d'ions (Prasad, 2004). La majeure partie du Cd ou du Pb prélevée par les feuilles est stockée dans la cuticule et les parois cellulaires sous forme insoluble et ne pénètre donc pas davantage dans la plante (OFEFP, 1996; Tremel-Schaub and Feix, 2005). Cette partie ne sera pas approfondie dans ce travail car l'absorption par les feuilles ne semble pas être significative lorsqu'on étudie l'effet des épandages d'effluents sur des TCR/TTCR.

Biodisponibilité et phytodisponibilité des métaux

Définition

La biodisponibilité est l'aptitude d'un élément à être transféré d'un compartiment quelconque du sol vers un organisme vivant (Juste (1988) cité par Migeon (2009)). La phytodisponibilité peut donc être définie comme l'aptitude d'un élément à être transféré vers la plante durant son développement. Certains facteurs sont connus pour affecter la solubilité et la phytodisponibilité des ETM. C'est le cas notamment des caractéristiques physico-chimiques des éléments, de leurs teneurs dans le milieu, du pH, de la capacité d'échange cationique (CEC), du potentiel redox, de la texture du sol et de sa teneur en argile et en matière organique (Britt et al., 2002; Migeon, 2009). La prédiction de la biodisponibilité des ETM n'est pas simple car le comportement des métaux dans les sols est lié aux paramètres physico-chimiques du sol mais également à la plante et à sa rhizosphère.

		Transfert très faible	faible	moyen	élevé	très élevé
pH	neutre-alkalin	Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Pb, Zn, Cd, Tl, As			Se, Mo
	acide	Se, Mo		Cu, Pb, Cr, As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Tl	
Eh	oxydant	Cr	Pb	Cu, Co, Hg, Ni, Zn, Cd, As	Mo, Se	
	réducteur	Cr, Hg, Cu, Se, Mo, Cd, Pb, As	Zn, Co, Ni			
CEC	élevée	Cu, Ni, Pb	As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Se, Zn			
	faible				As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Se, Zn	Cu, Ni, Pb

CEC= capacité d'échange cationique

Eh= potentiel d'oxydo-réduction.

Tableau 23 : Principaux facteurs liés au sol contrôlant le transfert des ETM du sol vers le végétal (Migeon, 2009)

Facteur influençant le phytodisponibilité des ETM

Un pH bas augmente en général la phytodisponibilité des ETM. En effet, plus le sol est acide, plus le transfert des ETM vers la plante est important, car ces éléments sont davantage solubles (Tableau 23). Le transfert du Cd et du Zn du sol vers les racines est principalement contrôlé par le pH (Wu, 1989). Les prélèvements sont plus importants en dessous de pH 6. La solubilité du Cu est quant à elle peu dépendante du pH car même s'il a tendance à être plus soluble en milieu acide, le Cu se complexe à la matière organique soluble pour des pH supérieurs à 6,5 (Barber, 1995). Quand le pH du sol est supérieur à 7, la plupart des ETM ne sont pas disponibles pour les plantes. Cependant, il existe des exceptions. En effet, le Mo et le Se sont sous forme d'anions et donc moins disponibles pour la plante aux pH faibles (Morel, 1997). L'As, le Mo, le Se et certaines formes de Cr sont plus phytodisponibles dans les sols alcalins et calcaires (Bargagli, 1998). Les deux schémas (Figure 23) montrent la répartition des données de concentrations de Zn dans les tiges et la répartition des pH des sols correspondants. Ces schémas montrent la variété de pH des essais sur *Salix* et *Populus*. La gamme de pH pourrait expliquer en partie la variété de concentration de Zn dans les tiges.

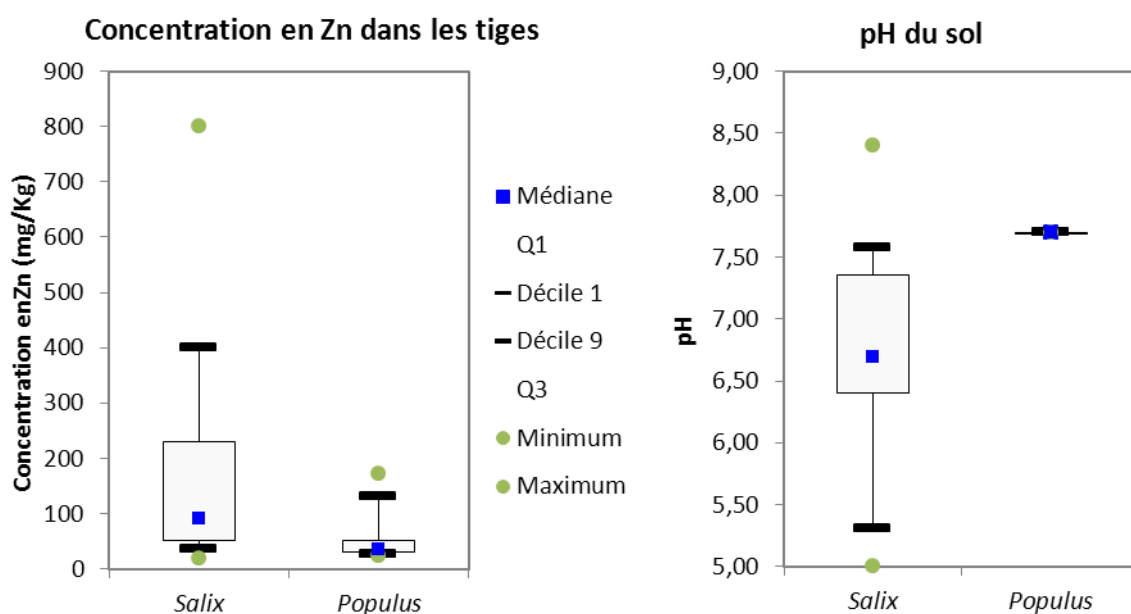


Figure 23 : « Boîte à moustaches » de la répartition des données de concentration en Zn dans les tiges de *Salix spp.* (71 valeurs) et *Populus spp.* (35 valeurs) et du pH des essais correspondant trouvées dans la littérature.

La capacité d'échange cationique (CEC) correspond à la quantité de charges positives portées par les cations susceptibles d'être fixés, de façon réversible, sur les sites chargés négativement de certains constituants du sol (Migeon, 2009). Les cations dissous dans la solution du sol sont attirés par des composants chargés négativement (argiles, oxydes de métaux, matières organiques) (Bargagli, 1998). Plus la capacité d'échange cationique est élevée, plus les cations métalliques (Cd, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Cu, Tl) sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes donc moins assimilables par les plantes (Tableau 23).

Les conditions, lorsqu'elles sont soit réductrices (Eh faible) soit oxydantes (Eh élevé) peuvent avoir un effet sur la biodisponibilité des éléments métalliques (Tableau 23). Il est cependant difficile de dégager de grandes tendances étant donné le nombre de facteurs intervenants. Par exemple, des modifications d'Eh peuvent changer le degré d'oxydation des ETM et induire la modification de leur solubilité (Migeon, 2009).

Les éléments présents dans la rhizosphère vont interagir entre eux par interaction négative ou positive (Tableau 24). Un élément peut soit stimuler, soit inhiber l'absorption d'un autre élément. Il se peut aussi que l'absence d'un élément aggrave la toxicité d'un autre. De plus, l'effet physiologique combiné de 2 éléments (ou plus) peut être plus grand (interactions synergiques) ou plus petit (interactions antagonistes) que la somme des effets physiologiques séparés de chaque élément (Bargagli (1998) cité par Migeon (2009)).

Élément	Interaction négative (Inhibition du transfert)	Interaction positive ou négative selon conditions	Interaction positive (Stimulation du transfert)
Ca	Cd, Co, Cr, Ni, Pb	Cu, Zn	
Mg	Cr	Zn	
P	As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Fe	Cu, Mo, Zn	
K	Hg, Cd, Cr, Mo, Tl		
S	As, Mo, Pb, Se, Zn		
N		Cu	Mo, Cd
Cd	Zn, Fe, Ca, P, K, Mn		
Al	Cu		
W	Mo, Se		
Mn	Cu, Zn, As, Cr, Mo, Cd		
Fe	Zn, Cr, Mo, Cd, P		
Al	Cu		
Cu	Mo, Zn, Al, Mn	Cd, Ca, P, N	Cd
Co	Ca		
Cr	Ca, Mg, P, K, Mn, Fe		
Ni	Ca, P		
Pb	Ca, P, S		
Zn	S, Mn, Fe	Ca, Mg, P	
As	P, S, Mn		
Hg	P, K		
Se	P, S, W		
Mo	K, S, W, Mn, Fe	P	N
Tl	K		

Tableau 24 : Interactions positives et négatives entre ETM (D'après Tremel-Schaub and Feix (2005) cité par Migeon (2009)).

De nombreux micro-organismes sont présents au niveau de la rhizosphère. Ceux-ci vont influencer les flux et les cycles des éléments métalliques en les mobilisant, en les complexant ou en les accumulant grâce à des processus métaboliques bactériens ou en modifiant le pH du sol (Bargagli (1998) cité par Migeon (2009)). Il est difficile d'établir des seuils de toxicité des ETM pour la communauté microbienne du sol (Giller et al. (1998) cité par Paranychianakis et al. (2006)) car l'impact des ETM sur la biomasse microbienne déterminée dans des études de laboratoire peuvent ne pas refléter fidèlement les conditions de terrain. Dans les conditions de terrain, l'accumulation progressive des ETM permet aux communautés microbiennes d'élaborer des mécanismes de tolérance, ainsi, les individus les plus tolérants dominant et les effets de la toxicité des métaux sont réduits. En outre, une partie des métaux accumulés sont convertis en formes non disponibles en raison de leur sorption à des phases solides ou à des réactions de précipitation (Paranychianakis et al., 2006).

Les plantes et les arbres en particulier, jouent un rôle important dans le cycle biogéochimique des polluants (Jones et al., 1994; Van Nevel et al., 2011). L'effet des arbres sur le cycle biogéochimique des métaux n'est pas encore suffisamment connu mais l'activité racinaire pourrait avoir un effet sur les facteurs affectant la mobilité des métaux cités plus haut (Andersen et al., 2002; McBride et al., 1997; Römken and Salomons, 1998; Sauvé et al., 2000). L'intensité des changements dans les caractéristiques du sol après plantation de TCR/TTTCR dépend de l'espèce végétale (Alriksson and Eriksson, 1998; Augusto et al., 2002; Hagen-Thorn et al., 2004). La distribution et les flux de métaux dans la biomasse, la litière et le sol seraient spécifiques de l'espèce (Alriksson and Eriksson, 2001; Mertens et al., 2007). La sélection d'espèces d'arbres appropriés est donc cruciale pour le succès de la remédiation. Certaines plantes peuvent modifier la composition chimique de la rhizosphère en excréant différentes substances, les « exsudats racinaires ». Par exemple, *Eucalyptus spp.* réduit le pH du sol, augmentant ainsi la disponibilité des oligo-éléments ce qui peut s'avérer déterminant pour la croissance des plantes et l'activité des communautés microbiennes du sol. Les micro-organismes, associés ou non aux racines des végétaux peuvent également influencer le comportement des métaux aux alentours des racines (Deneux-Mustin et al. (2003) cité par Van Nevel et al. (2011)). la libération d'enzymes dans la rhizosphère peut réduire la disponibilité des éléments tels que le cuivre, sélénium et chrome, en les convertissant en formes non disponibles (Paranychianakis et al., 2006; Pulford and Watson, 2003).

En résumé, les interrelations complexes entre les espèces végétales, la communauté microbienne et le sol peuvent fortement affecter la disponibilité des éléments métalliques et minéraux. Certaines plantes et micro-organismes produisent des agents chélateurs qui augmentent la disponibilité des métaux pour les végétaux. Il semble possible d'augmenter le potentiel de phytoremédiation de certaines espèces en sélectionnant les génotypes adaptés ou par manipulation génétique (Salt et al., 1998). Cependant l'amélioration de la résistance aux métaux n'est pas suffisante, il faut également prendre en compte la biodisponibilité de l'élément, le prélèvement par les racines et l'accumulation dans les parties aériennes.

La phytoextraction assistée

La biodisponibilité des métaux et l'accumulation ultérieure dans les tissus des arbres peuvent varier fortement suivant la source de contamination en métaux et les conditions de site. Certains chercheurs ont signalé que la modification des caractéristiques du sol ou l'utilisation d'amendements pourrait augmenter l'absorption des métaux (Britt et al., 2002; Dallemand et al., 2007). Si la biodisponibilité n'est pas suffisante pour que la plante absorbe les polluants, il est possible d'ajouter des agents chélatants ou acidifiants (Cunningham and Ow, 1996; Migeon, 2009). Ces agents chélatants comme l'EDTA, l'EGTA, l'EDDHA, l'EDDS et l'acide citrique peuvent améliorer la phytoextraction en mobilisant les métaux et en augmentant leur accumulation (Cooper et al., 1999; Tandy et al., 2006). Par exemple, Kayser et al. (2000) ont étudié l'efficacité de plusieurs cultures (y compris *Salix viminalis*) à la phytoextraction de Zn, Cd et Cu dans les sols calcaires et constaté que l'accumulation de ces métaux dans les végétaux a augmenté d'un facteur de 2-3, lorsque nitrilotriacétate (NTA) et le soufre élémentaire ont été appliqués sur le sol (Britt et al., 2002). L'apport de chélates sous forme d'EDTA par exemple était efficace pour augmenter la biodisponibilité de Pb dans le sol et également pour augmenter la translocation de ce métal des racines vers les tiges dans une étude de Huang et al. (1997) (cité par Dallemand et al. (2007)). Le traitement avec l'EDDS modifiait l'absorption de Cd et Zn par *Salix sp.* dans un sol sableux légèrement contaminé mais pas dans les sols sédimenteux (Meers et al., 2007). Pour tous les sols l'ajout d'EDDS a eu un effet sur l'absorption de Cu. Cependant, ces agents augmentent également le risque de lessivage des ETM dans la nappe phréatique (Britt et al., 2002; Migeon, 2009). Il est également important de noter que les métaux peuvent être présents dans les effluents et les sols sous différentes formes, et que certaines fractions métalliques sont si fortement liées à des particules minérales qu'ils ne peuvent jamais être absorbés par les plantes et extraites du sol.

b) Composés traces organiques

Les Composés traces organiques (CTO) sont des contaminants souvent présents dans les déchets. Ils comprennent un large éventail de molécules représentant un danger potentiel pour la santé ou pour l'environnement. Il s'agit notamment des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des polychlorobiphényles (PCB)⁵, des esters d'acide phtalique, des phénols, des polychlorodibenzo-p-dioxines et furannes (PCDD / PCDF), les herbicides et les pesticides organochlorés qui ont une toxicité et des effets différents sur l'environnement (Britt et al., 2002). Contrairement aux ETM, les polluants organiques peuvent souvent être complètement décomposés par les plantes et les microorganismes du sol en métabolites moins nocifs. A haute dose, ils peuvent également être toxiques pour les micro-organismes essentiels à la fertilité du sol (ADEME, 2000). Les propriétés du

⁵ Les HAP ou hydrocarbures polycycliques aromatiques, issus de la combustion des carburants ou du chauffage. Ils sont essentiellement apportés aux sols (et parfois sur le feuillage des plantes) par les retombées atmosphériques. Ils peuvent aussi être apportés aux eaux usées par le lessivage des chaussées par les eaux de pluie. Les PCB ou polychlorobiphényles (hydrocarbures polycycliques aromatiques chlorés), autrefois utilisés comme isolant dans les transformateurs électriques, ne sont plus produits en France depuis 1977 (ADEME, 2002).

sol peuvent affecter l'absorption par les plantes et des taux de dégradation (Britt et al., 2002). Ces produits particulièrement persistants font craindre, comme pour les ETM, une accumulation dans le sol (ADEME, 2000).

Concentrations en CTO dans les effluents

Les effluents d'élevage

Il y a beaucoup moins d'informations sur les niveaux de contaminants organiques que sur les ETM dans les effluents d'élevage. Raszyk et al. (1998) (cité par Britt et al. (2002)) ont mesuré les concentrations de 16 HAP dans les lisiers de porc de 5 élevages de porcs en République Tchèque en 1995 et 1996. La concentration moyenne des 16 HAP était de 543,2 µg/kg de MS, la concentration moyenne de sept HAP cancérigènes était de 47,0 µg/kg de MS et la concentration moyenne de benzopyrène était de 2,3 µg/kg de MS. En Suisse, Berset and Holzer (1995) ont examiné l'état de la contamination des engrais (boues d'épuration, lisier et composts) par les HAP et les PCB (Tableau 25).

Concentration µg/kg MS	HAP	PCB	
		Moyenne	Moyenne
Lisiers de bovins	87 - 309	165	20
Lisiers de porc	66 - 339	143	37
Boues d'épuration	1700 - 15000	6300	
Compost	800 - 2700	2000	32

Tableau 25 : Concentration en HAP et PCB dans différents types d'engrais organiques (Berset and Holzer, 1995).

Une étude sur trois mois au Royaume-Uni a révélé que la teneur totale en PCB dans les fèces fraîches de vaches laitières en lactation étaient d'en moyenne 1,3 (± 0,42) µg/kg (Thomas et al. (1998) cité par Britt et al. (2002)). Des données préliminaires, cités par Britt et al. (2002), suggèrent des concentrations fécales de 0.03 µg/kg de furane et de 0.06 µg/kg de dioxine. D'après les informations disponibles, il apparaît que les niveaux de PCDD / PCDF, HAP et PCB sont beaucoup plus bas dans les effluents d'élevages que dans les boues d'épuration. En outre, les déjections animales sont souvent stockées pendant des périodes relativement longues avant épandage (6 -12 mois). Pendant ce temps, certains contaminants organiques pourraient se dégrader, ceci expliquant les concentrations en CTO plus faible que dans les fèces fraîches (Britt et al., 2002).

Boues d'épuration

La gamme de contaminants organiques présents dans les boues d'épuration est vaste et diversifiée. Par exemple, 332 composés différents ont été identifiés dans des boues allemandes par Drescher-Kaden et al. (1992) (cité par Britt et al. (2002)). Smith (1996) résume les données publiées dans la littérature et rapporte des plages de concentration des principaux groupes de contaminants organiques. Les concentrations les plus élevées ont été pour l'Alkylbenzènesulfonate à chaîne linéaire (LAS) avec 50-15000 mg/Kg de MS, les alkylphénols (100-3000 mg/kg de MS) et les phtalates (1-100 mg/kg de MS). En France, les données documentaires et analytiques confirment la présence possible

de nombreux CTO dans les boues d'épuration (Tableau 26). Une étude bibliographique de l'ADEME (1995) indique que sur quelques 200 composés recherchés, 30 % ne sont pas retrouvés dans les boues, 50 % sont retrouvés dans 10 % des boues, et 12 % dans 90 % des boues. Les détergents et leurs dérivés atteignent individuellement et en moyenne des teneurs supérieures à 1 000 g/t MS. Pour 35 % des boues, les teneurs observées de la pluparts des CTO sont inférieures à 10 g/t MS et même à 1 g/t MS. Les flux de CTO/ha liés aux épandages de boues sont de l'ordre du gramme ou de la centaine de grammes (ADEME, 2000).

Composés-traces organiques (CTO)	g/t de MS	valeur-limite réglementaire	en % de la valeur-limite
Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA)			
- Fluoranthène	0,53	5	11%
- Benzo(a) fluoranthène	0,39	2,5	16%
- Benzo(a)pyrène	0,31	2	16%
Polychlorobiphényles (PCB)			
- total 7 PCB	0,19	0,8	25%

Tableau 26 : Concentrations en CTO, concentrations limites réglementaires et pourcentages de la concentration limite réglementaire de CTO dans les boues d'épuration françaises (ADEME, 2000).

Déchets industriels

Il y a peu d'informations sur les CTO dans les déchets industriels. Les boues de papeterie par exemple sont connues pour contenir des dioxines et des composés organohalogénés, en particulier lorsque le blanchiment au chlore est utilisé. Les déchets de l'industrie textile et de la tannerie peuvent contenir des colorants organiques et des résidus de pesticides (Anon (1998) cité par Britt et al. (2002)).

Dégradation de CTO par les TCR/TTCR

En général, les TCR/TTCR sont considérés comme étant plus efficaces dans l'élimination des composés organiques toxiques et persistants que les autres types de systèmes naturels ou les stations d'épuration classiques (Reed et al. (1995) cité par Paranychianakis et al. (2006)). Les principaux processus qui déterminent le sort des polluants organiques persistant au moment de l'épandage sont : la sorption par les colloïdes du sol et la matière organique, la volatilisation, la dégradation microbienne, l'absorption et la transformation et/ou dégradation ultérieure par les plantes. La contribution de chaque mécanisme à la remédiation des CTO varie fortement avec les propriétés physico-chimiques des contaminants, les propriétés du sol et les conditions environnementales (Paranychianakis et al., 2006).

L'absorption par les plantes et la transformation et/ou dégradation ultérieure des contaminants organiques est une voie de dégradation en général moins importante que les autres. Les contaminants organiques entrent dans les racines essentiellement par diffusion. Ainsi, l'importance de cette voie de dégradation dépend du pH du sol, de l'hydrophobicité, de la polarité, de la charge et du poids moléculaire du contaminant [(Briggs et al., 1982; Korte et al., 2000) cités par Paranychianakis et al. (2006)]. Certains composés organiques liés à la membrane cellulaire ou pas suffisamment

hydrophobes pour traverser la membrane végétale ne peuvent pas être absorbés et donc dégradés par cette voie. Une fois prélevés par les racines des plantes, les autres contaminants organiques peuvent être liés à la lignine ou à la cellulose, séquestrés dans les vacuoles, volatilisés, ou métabolisés, selon leurs propriétés chimiques (Davis et al. (2002) cité par Paranychianakis et al. (2006)). Enfin, une variété d'enzymes catalysant la transformation et/ou la dégradation des CTO ont été caractérisées dans les plantes (nitroréductases, glycosyltransférases, oxydases, phosphatases, nitrilases) (Wolfe and Hoehamer (2004) cité par Paranychianakis et al. (2006)).

Certaines des espèces végétales utilisées dans TCR/TTTCR, comme *Populus spp.*, *Eucalyptus spp.*, et *Salix spp.*, ont montrées un potentiel élevé d'absorption et de dégradation des contaminants organiques communément trouvés dans les eaux usées et autres effluents (Gordon et al. (1998) cité par Paranychianakis et al. (2006) ; Corseuil and Moreno (2001)). Il convient de souligner que la plupart des résultats concernant la phytoremédiation des composés organiques proviennent d'études de laboratoire (plantes en pots et cultures de cellules), ce qui peut limiter leur extrapolation aux conditions de terrain (Paranychianakis et al., 2006). Des hybrides de *Populus* ont été utilisés pour l'absorption, l'hydrolyse et la dégradation du pesticide atrazine en métabolites moins toxiques (Burken and Schnoor, 1997). Les résultats ont indiqué que les boutures de peupliers ont été en mesure de prélever une grande partie de la fraction d'atrazine qui n'était pas fortement liée à la matière organique du sol. Des peupliers hybrides ont également été utilisées pour l'absorption et la translocation du 1,4-dioxane (un cancérigène suspecté) à la surface des feuilles (Aitchison et al., 2000). Environ 80% du dioxane absorbé par les peupliers a été transpiré dans l'atmosphère où il peut être facilement dispersé ou détruit par phytodégradation. D'autres chercheurs aux Etats-Unis (Orchard et al., 2000) ont utilisé des peupliers pour dégrader l'explosif 2,4,6 trinitrotoluène (TNT) et le dégraissant cancérigène trichloréthylène (TCE). Ces travaux concernaient exclusivement l'assainissement des sites contaminés et n'abordaient pas l'utilisation de ces plantes pour dégrader les contaminants de fumures ou d'autres déchets organiques. Les informations sur les transformations biologiques de polluants organiques par les espèces du genre *Salix* et leurs microorganismes associés sont limitées (Kuzovkina and Volk, 2009). Cependant, il a été rapporté que les racines de saule augmentaient les taux d'oxydation du méthane sur un site de décharge et améliorait la dégradation d'une huile minérale sur des sédiments de rivière contaminés (Maurice et al., 1999; Vervaeke et al., 2003). Ces deux technologies nécessitent l'utilisation de plantes résistantes aux contaminants chimiques contenus dans le sol (Kuzovkina and Volk, 2009).

c) Autres contaminants : les microorganismes pathogènes

Les effluents peuvent aussi contenir des micro-organismes pathogènes susceptibles de provoquer des maladies chez les plantes, les animaux ou les humains (ADEME, 2000; Britt et al., 2002). Les microorganismes phytopathogènes ne semblent pas poser problème dans les boues d'origines municipales, en revanche, ils sont à surveiller dans les boues d'origines industrielles et dans les effluents d'élevage (ADEME, 2000).

L'élimination des organismes pathogènes est l'un des problèmes critiques lors de l'épandage d'effluents. La plupart des travaux portant sur le sort et le transport d'agents pathogènes dans les

systèmes terrestres se concentrent sur des études d'infiltration-percolation (expériences de terrain et de laboratoire) en raison des risques élevés de contamination des eaux souterraines. Toutefois, des différences entre les conditions hydrauliques expérimentales et celles des plantations de TCR/TTCR peuvent modifier les processus physiques, chimiques et biologiques qui se produisent dans la matrice du sol et qui détermine l'élimination des agents pathogènes. Le risque de contamination des eaux souterraines est plus faible lorsque les effluents sont appliqués à des taux équivalents aux besoins en eau de la culture (Paranychianakis et al., 2006). Un apport trop important d'effluents et des précipitations importantes en conjonction avec la topographie, la texture du sol et la profondeur de la nappe, peuvent entraîner la percolation des pathogènes dans les eaux souterraines ou le ruissellement et le transport des agents pathogènes dans les eaux de surface. La survie et la régénération des agents pathogènes dans le sol demeurent des préoccupations majeures dans la prévention de la contamination du milieu lors d'épandages d'effluents (Paranychianakis et al., 2006).

Effet de la végétation sur les micro-organismes pathogènes

Le système racinaire de certaines plantes aquatiques libérerait des substances ayant une activité antibiotique (Sundaravadivel and Vigneswaran (2001) cité par Paranychianakis et al. (2006)). Les espèces végétales utilisées en TCR/TTCR n'ont pas été citées comme productrices de ce type de substances, cependant, la plupart des plantes sont capables d'excréter un large éventail de substances organiques par leurs racines, parmi lesquelles des acides organiques et des enzymes. Ces substances peuvent modifier les conditions chimiques à proximité des racines de la plante, ce qui affecterait indirectement le sort des populations de pathogènes. On sait que les exsudats racinaires de certaines espèces végétales contiennent des acides phénoliques ou des isothiocyanates qui ont des effets biocides sur les pathogènes du sol (Paranychianakis et al., 2006). En effet, ces composés hydrolysés sont toxiques pour de nombreux ravageurs et parasites du sol. Des recherches pourraient être réalisées sur la composition des exsudats racinaires produits par les espèces potentiellement utilisées pour la remédiation des sols et des effluents ; en particulier les espèces végétales ayant des systèmes racinaires étendus et denses (Paranychianakis et al., 2006).

- Les effluents susceptibles d'être épandus sur des TCR ou TTCR peuvent contenir des ETM, CTO et/ou des microorganismes pathogènes, éléments potentiellement dangereux pour l'environnement.
- Certaines plantes, notamment des espèces des genres Salix et Populus, peuvent accumuler ces éléments traces dans leur biomasse.
- La capacité des plantes à « dépolluer » dépend à la fois de leur capacité à concentrer les contaminants dans leur biomasse aérienne récoltable mais aussi de leur productivité.
- Le potentiel de phytoremédiation des espèces communément utilisées en TCR/TTCR a été souvent estimé à partir de la concentration en éléments dans leur biomasse aérienne.
- Le potentiel de phytoremédiation des TCR/TTCR semble dépendre entre autre du site, du système de culture utilisé, de l'espèce/clone/cultivar planté et du type d'effluent et de contaminants.

1.3 Aspects économiques

1.3.1 TCR et TTCR

Les raisons souvent évoqués de l'utilisation de la biomasse produite par les systèmes de TCR/TTCR comme source d'énergie sont le caractère renouvelable et acceptable d'un point de vue environnemental de cette source d'énergie. De plus, développer des systèmes durables de production d'énergie limitant les rejets de carbone dans l'atmosphère et créer des réserves d'énergie de sécurité en remplaçant les combustibles fossiles par des énergies produites localement ont été des stratégies importantes de l'Union Européenne ces dernières années (Gasol et al., 2010). Les applications potentielles de la biomasse issue de TCR/TTCR incluent la production de chaleur et d'électricité, ainsi que la production de biocarburants de deuxième génération. Toutefois, le développement et la rentabilité de ces technologies nécessitent des garanties en termes de quantité, qualité, prix, et la durabilité de l'approvisionnement en matière première. Les TCR/TTCR pourraient bien avoir le potentiel pour répondre à la demande de grandes quantités de biomasse ligneuse à des prix compétitifs (Grunewald et al., 2009). La biomasse produite par des TCR ou TTCR est en compétition avec les autres sources d'énergie : carburants fossiles, résidus d'agricultures, déchets forestiers, et autres énergies renouvelables (Kauter et al., 2003).

Les rendements des TCR/TTCR varient selon les espèces / cultivars, les conditions du site, et le système de production. Des rendements annualisés seuil de 10-12 t/ha/an sont souvent cités comme le rendement moyen nécessaire afin de rendre la sylviculture à courte rotation économiquement viable (Grunewald et al., 2009). Ces rendements ont été considérés comme réalisables mais les résultats de cette synthèse bibliographique montrent qu'ils sont rarement atteints en plantation commerciales. Les rendements réels sur le terrain ont été souvent beaucoup moins élevés. Pour faire de la biomasse produite en TCR/TTCR une source d'énergie économiquement viable, le choix des espèces / cultivar mais aussi du système de production doit être optimisé à l'égard des conditions spécifiques du site (Grunewald et al., 2009). Dans chaque région ou pays, le rendement et les paramètres sont différents et donc le prix de la biomasse résultant sera différent. Il difficile de donner un aperçu ou des conseils généraux, comme des données fiables ne sont disponibles que dans certains pays de l'UE. Dans la plupart des pays les marchés commerciaux pour la biomasse produite à partir de cultures énergétiques ne sont pas encore développés (Dallemand et al., 2007). Il ne semble pas non plus y avoir de filière structurée pour la biomasse issue de TCR/TTCR (Barto, 2006), à part peut-être au Pays-Bas et en Finlande.

Les coûts totaux peuvent être séparés en coûts directs (biens de consommation) et coûts du travail et des machines, en euros par hectare (€/ha). Les coûts directs sont les coûts pour les biens consommables, tels que les semences, les pesticides et les engrais. Le coût du travail et des machines ont des significations différentes selon les pays. Il peut être soit explicitement mentionné soit intégré dans les coûts des différentes activités (labour, préparation du sol, contrôle de adventice, fertilisation, irrigation, récolte, broyage, transport) (Dallemand et al., 2007).

L'implantation de taillis à courte rotation pour la production d'énergie nécessite la mécanisation de l'ensemble du processus. La plantation et la récolte à elles seules peuvent représenter 20 à 60 % des coûts de revient total en fonction du système de culture. Les coûts de récolte sont souvent les plus importants, car les cultures peuvent être récoltées jusqu'à 15 fois selon la durée du cycle de rotation et la durée de vie de la plantation (Scholz, 2007). Dallemand et al. (2007) considèrent que la récolte et le transport ne doivent pas dépasser des coûts de 20 à 25 €/tonnes de matière fraîche, au-delà desquels le taillis ne serait plus rentable (Spinelli, 2007). L'association (AILE, 2007) compare deux systèmes de récolte pour les TTCR de saule. D'une manière générale l'augmentation des surfaces récoltées permet de diminuer les coûts de la récolte à l'hectare (Figure 24).

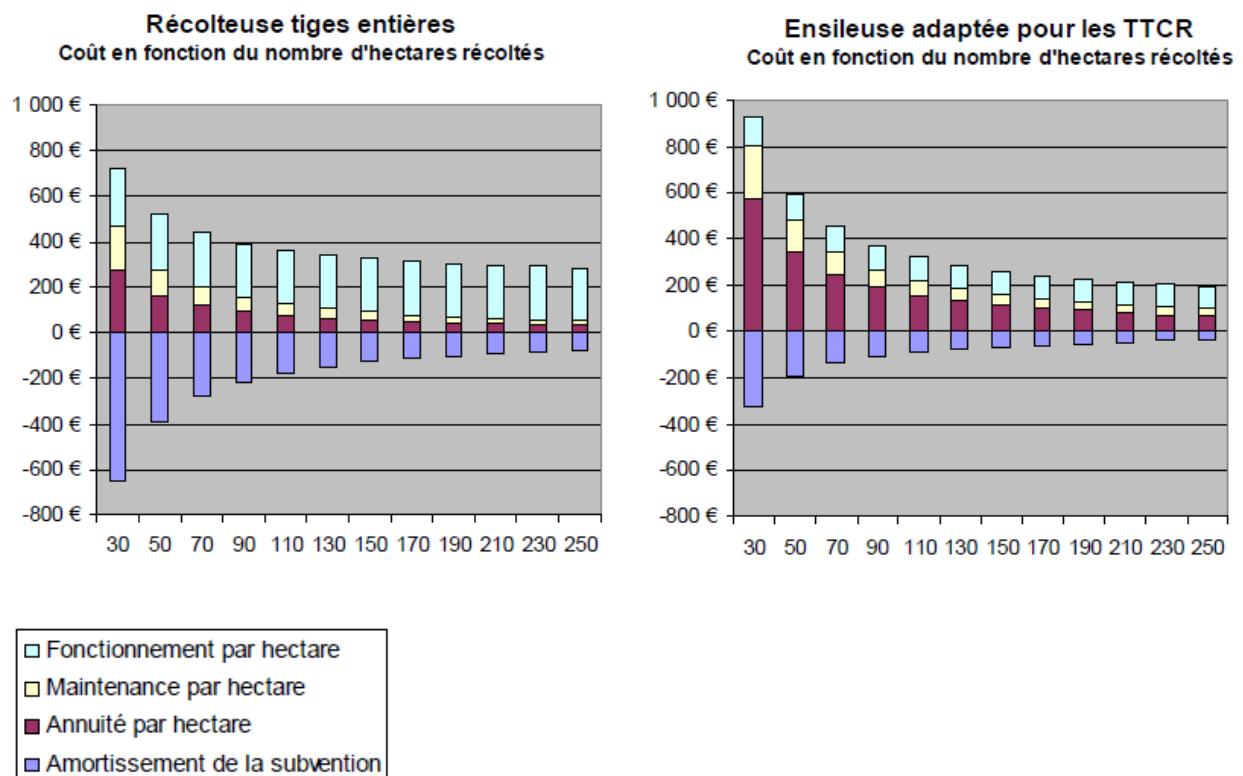


Figure 24: Répartition des coûts en fonction de la surface récoltée (ha) de 2 systèmes de récolte (AILE).

En Allemagne, la production de TCR/TTCR est encore au stade expérimental. Les sites sont plutôt petits et très peu ont été cultivés plus d'un cycle de rotation. Le Tableau 27 présente une compilation des coûts de production trouvés dans la littérature et compilés par Dallemand et al. (2007).

Ericsson et al. (2006) comparent la répartition des coûts annuels des TCR/TTCR de saule au blé et à l'orge en Pologne. Le coût de production de copeaux de bois s'élevait à environ 235 €/ha, alors que ce coût était de 442 € pour le blé et 320 €/ha pour l'orge (hors frais de location des terres et frais généraux). Ce coût est calculé pour un rendement de 9 tonnes MS/ha/an pour le TCR/TTCR de saule. Les coûts liés à l'établissement de la plantation compteraient pour 27% du total et ceux liés à la récolte (transport compris) représentent la moitié du coût total. Compte tenu des hypothèses de calcul utilisées par les auteurs, le TCR/TTCR de saule était, en 2004/2005, un choix compétitif par rapport au blé et à l'orge du point de vue d'un agriculteur polonais. Durant la période précédant la forte

hausse des prix des céréales, les taillis de saules fournissaient à l'agriculteur une marge brute annuelle plus grande que celle permise par la culture de blé ou d'orge, en supposant des prix élevés des copeaux de bois (11 €/MWh). En dépit de leur modeste part dans le coût total (Ericsson et al., 2006), les frais d'établissement ont un effet significatif sur les liquidités de l'agriculteur, car ils sont générés pendant la première et la deuxième année de la plantation. En revanche, les premiers revenus, subventions exclues, ne sont eux pas obtenus avant la quatrième année (Dallemand et al., 2007).

	Unité	Valeur basse		Valeur haute	
Labour et passage de herse	€/ha	47	Vetter* (2005)	125	Hofmann* (1998)
Traitement herbicide	€/ha	41	Vetter* (2005)	80	KTBL* (2006)
Plantation (14000 plants)	€/ha	200	Ohrner* (2005)	562	Vetter* (2005)
Coût total du travail (années 1 à 3)	€/ha	n.a.		44	Vetter* (2005)
Boutures	€/ha	1,12	Hofmann* (1998)	3,078	Wilwerding, Rösch* (1999)
Récolte	€/ha/récolte	112	Vetter* (2005)	517	Schneider* (2002)
Paillage	€/ha/récolte	18	Vetter* (2005)	18	Vetter* (2005)
Transport	€/ha/récolte	69	Vetter* (2005)	240	Hofmann* (1998)
Coût total du travail (années 5 à 7)	€/ha/récolte	124	Vetter* (2005)	n.a.	
Destruction de la plantation	€/ha	200	Schneider* (2002)	1,4	KTBL* (2006)

Tableau 27 : Coûts des étapes de la culture en TTCR. Valeurs hautes et valeurs basses recueillis dans la littérature par Dallemand et al. (2007).

	répartition des coûts annuels (€/ha)			
	Pologne	Suède	Irlande du nord	Danemark
implantation de la culture	64	86	159	86
fertilisation	39	93	83	88
récolte	62	106	140	84
transport sur la parcelle	12	33	51	51
Transport jusqu'à la chaudière	28	116	106	97
courtage, taxes	23	39		
administration	3	17	11	15
destruction	2	5	8	14
contrôle des adventices après récolte	3	4		1
Total	(€/ha) 236	499	558	436
Total	(€/MWh) 7	15	12	15

Tableau 28 : Répartitions des coûts annuels d'une plantation en TTCR dans différents pays d'Europe. Source Ericsson et al. (2006) cité par Dallemand et al. (2007)).

Au Royaume-Uni, le coût de production (par tonne) sur une durée de vie de 20 ans pour les plantations de saules en TTCR, coûts variables et coûts d'exploitation des machines compris, s'élevaient à 36,46 €/t (basé sur un cycle complet avec des récoltes aux années 4, 7, 10, 13, 16 et

19, et avec destruction de la culture en année 20) (Dallemand et al., 2007). Le Tableau 28 donne la répartition des coûts d'un TTCR de saules en Pologne, Suède, Irlande du Nord et Danemark. Les calculs dans ces quatre études sont basés sur le même modèle et les mêmes hypothèses ce qui permet une comparaison. Ces données montrent que le coût total d'un TTCR de saules est similaire en Suède, au Danemark et en Irlande du Nord, alors qu'ils sont moitié moins élevés en Pologne. Cette disparité est principalement le résultat du coût du travail, du carburant et des engrais beaucoup plus bas en Pologne.

Au Danemark, les aspects économiques des plantations de saules à vocation énergétique sont bien documentés. Si le prix payé par GJ (Gigajoule) est de 4,30 euros, l'énergie par tonne de matière sèche est de 18,4 GJ et chaque troisième année 36 tonnes de matière sèche sont récoltées (12 tonnes /ha/an) ; le revenu d'un hectare de saule en TTCR par an serait de 864 €. Si l'on soustrait les coûts de production 436 € par ha/an selon Ericsson et al. (2006) (Tableau 28), on obtient un bénéfice net sans subventions de 428 €/ha (Bach, 2007).

D'autres simulations montrent que même dans les cas où les TCR et TTCR permettent des rendements plus élevés que ceux obtenus aujourd'hui, le prix de vente de la biomasse devrait être plus élevé que celui pratiqué actuellement pour parvenir à des résultats économiques positifs (Gasol et al., 2010). L'optimisation de la gestion des plantations et l'augmentation de la production de biomasse obtenue peuvent contribuer à améliorer la faisabilité des systèmes TCR et TTCR. Cependant, selon Gasol et al. (2010), tant que la biomasse issue de TCR et TTCR sera considérée comme un produit de faible qualité et donc de faible valeur, les cultures à courtes rotations resteront irréalisables du point de vue des agriculteurs.

Pays	Prix moyen (€/MWh)	Année de la référence
Autriche	16.5	2002
Danemark	17	2002
Finlande	9.8	2002
Italie	14.6	2003
Allemagne	8.6	2003
Suède	13.0	2003

Tableau 29 : Prix des copeaux de bois dans quelques pays d'Europe (Ericsson et al., 2006)

Dans une étude plus récente, Dimitriou and Rosenqvist (2011) présentent les marges brutes pour des plantations de TCR/TTCR pour une gamme de rendements et de prix des copeaux en 2009 en Suède (Tableau 29 et Tableau 30). Les résultats montrent que pour des rendements faibles ou des prix de copeaux faibles, les marges brutes de plantations en TCR/TTCR sont très faibles. Par exemple, pour un rendement de 9 t MS/ha an (un rendement jugé «satisfaisant» pour une plantation commerciale bien gérée en TTCR), et des copeaux vendus à 5 euros / GJ (le prix approximatif des copeaux de bois en Suède en 2009), la marge brute par hectare serait nulle. Cela signifie que, sans aucune compensation sous la forme de subventions, la plantation de TTCR ne serait pas économiquement justifiée. Si la production de biomasse est inférieure à 9 t MS/ha/an, au prix actuel de 5 €/GJ la marge brute est négative. Pour qu'elle devienne positive, le rendement de biomasse devrait être supérieur à

9 t MS/ha/an. Les résultats économiques des systèmes TCR/TTCR seraient probablement meilleurs si les coûts de production étaient réduits dans le futur. Cela pourrait se produire grâce à une meilleure organisation de la filière, comme projetée par Rosenqvist and Dawson (2005), qui affirme que les coûts production des TTCR pourraient être réduits d'environ 30% avec l'augmentation des surfaces cultivées, le développement de nouvelles variétés et le développement de systèmes production plus efficaces (Dimitriou and Rosenqvist, 2011).

Prix (€/GJ)	Rendements (t MS/ha/an)							
	5	6	7	8	9	10	11	12
2	-291	-306	-322	-337	-352	-751	-398	
3	-226	-228	-230	-233	-235	-237	-239	-242
4	-161	-150	-139	-128	-117	-107	-96	-85
5	-96	-72	-48	-24	0	24	48	72
6	-30	7	44	81	118	154	191	228
7	35	85	135	185	235	285	335	385

Tableau 30 : Marges brutes de plantations de TCR/TTCR pour une gamme de rendements et de prix des copeaux en Suède (données 2009) (Dimitriou and Rosenqvist, 2011).

Plusieurs auteurs s'accordent à dire que sans subventions le système n'est pas économiquement viable à l'heure actuelle. Selon Gasol et al. (2010) les financements publics et les programme de certificat vert sont nécessaires pour réduire les coûts de production ou pour augmenter le prix de vente de la biomasse. Ainsi, la question est de savoir comment évaluer et rémunérer les prétendus avantages associés à ce type de production, comme la diminution des émissions de gaz à effet de serre ou la sécurité de l'approvisionnement énergétique. Le montant des subventions pourrait être calculé par exemple comme le prix des émissions de CO2 évitées en comparaison à l'utilisation de combustibles fossiles (Gasol et al., 2010)

Dans certains pays, des incitations économiques pour les cultures énergétiques ont été créés à travers des subventions énergétiques. En Espagne, un tarif de rachat garanti à 156 € / MWh d'électricité produite avec la biomasse issues de cultures énergétiques, (Dallemand et al., 2007) estime que les usines bioélectricité pourrait payer 60 à 70 € / t copeaux secs livrés sur le site de l'usine (ou 40-55 € / t sur site de plantation). Dans les années 1990, le prix bas des céréales et les aides à l'implantation permettent un développement rapide des TTCR sur la jachère PAC. Mais la réduction des aides en 1996 et les difficultés liées au démarrage de la filière TTCR freinent le développement de cette culture, et ce malgré l'augmentation substantielle du prix du bois (AILE, 2007). Actuellement, les TTCR représentent 0.5% de la SAU et 1% du bois de chauffage de la Suède. Le développement de l'utilisation de la biomasse est soutenu principalement par des certificats verts, et par un système de taxes qui désavantage les combustibles fossiles. Au Royaume Uni, plus de 2500 hectares de TTCR de saules ont été implantés, dont la moitié depuis 2000, avec des aides à

l'implantation et un système de certificats verts pour les producteurs d'électricité. Au Danemark, l'absence d'incitation suffisante n'a pas permis un développement important des surfaces conduites en TTCR (AILE, 2007)

En France la plupart des plantations existantes ont été financées dans le cadre de programmes de recherche. En 2010, les surfaces plantées de taillis à courte rotation ou à très courte rotation permettent d'activer les droits à paiement unique (DPU) dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC). L'installation de taillis à courte rotation n'induit aucun changement de destination des terres : celles-ci restent agricoles. Il est également possible d'obtenir une aide à l'investissement dans le cadre du boisement des terres agricoles. Dans ce cas, les surfaces ne sont plus éligibles aux DPU et les terres sont transformées définitivement en terres forestières. Le Tableau 31 donne la liste des espèces rejetant de souches admises en TCR et TTCR pour l'activation de DPU. Les plantations de taillis à courte rotation subventionnées par la PAC ne peuvent se faire que sur des terres agricoles ou des terres récemment cultivées, jamais sur des terres classées en forêt ou en landes. Un zonage est généralement défini, excluant certaines zones, soit pour des raisons de climat et de sol, soit pour des raisons de protection (site naturel ou paysager). Une surface minimale est également nécessaire qui peut varier d'une région à l'autre et d'un pays à l'autre.

Nom latin de l'espèce	Nom français
<i>Acer pseudoplatanus L.</i>	Erable sycomore
<i>Alnus glutinosa Gaertn.</i>	Aulne glutineux
<i>Betula pendula Roth.</i>	Bouleau verruqueux
<i>Carpinus betulus L.</i>	Charme
<i>Castanea sativa Mill.</i>	Châtaignier
<i>Eucalyptus gunnii</i>	Eucalyptus
<i>Eucalyptus gundal (hybride gunnii x dalrympleana)</i>	Eucalyptus
<i>Fraxinus excelsior L.</i>	Frêne commun
<i>Prunus avium L.</i>	Merisier
<i>Populus spp.</i>	Espèces du genre Peuplier
<i>Quercus rubra L.</i>	Chêne rouge
<i>Robinia pseudoacacia L.</i>	Robinier faux-acacia
<i>Salix spp.</i>	Espèces du genre Saule
<i>Sequoia sempervirens</i>	Séquoia toujours vert (redwood américain)

Tableau 31 : Liste des espèces forestières rejetant des souches, admissibles aux DPU.

Il semble difficile de prédire la viabilité ou non d'une plantation de TCR/TTCR. En effet le prix actuel des copeaux ne semble pas permettre de rentabiliser les plantations. Cependant, avec des plantations plus grandes, des coûts d'investissement plus faibles et de meilleurs rendements, les TCR/TTCR pourraient offrir des profits satisfaisants après quelques cycles de rotation.

1.3.2 Systèmes de phytoremédiation

1.3.2.1 Eaux usées municipales

Les épandages d'effluents ou fertilisants organiques pourraient permettre d'améliorer la productivité des TCR/TTCR et diminuer les coûts relatifs à la fertilisation des plantes. Cette technique pourrait donc améliorer la rentabilité de ces systèmes de production de biomasse.

Le système de filtre végétal a été adopté dans certaines municipalités en Suède en remplacement ou complément de méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées. Une comparaison économique entre ces méthodes de traitement a été présentée par Rosenqvist et al. (1997). La simulation réalisée présente 3 traitements différents correspondant à des niveaux d'investissement variables, pour les municipalités relativement petites (200 à 2000 équivalent-habitant)⁶.

Les alternatives étudiées étaient:

- i) le traitement conventionnel du phosphore ou du phosphore et de l'azote pendant toute l'année,
- ii) le traitement conventionnel de P ou de P et N durant la saison hivernale, combiné avec un système de filtre végétal (TTCR de saule) pendant la saison de croissance (6 mois), et
- iii) le traitement avec un système de filtre végétal (TTCR de saule) pendant la saison de croissance et le stockage en lagune pendant le reste de l'année.

Le Tableau 32 présente les résultats des différents scénarii. Les valeurs supérieures correspondent aux cas où des investissements importants sont réalisés pour le traitement tertiaire des eaux, tandis que les valeurs inférieures présupposent que des installations existent déjà et donc que les modifications sont moins importantes (Aronsson and Perttu, 2001).

	Coût moyen en US\$ / kg de N		Coût moyen en € / kg de N	
Traitement conventionnel P	4,5	9	3,5	6,9
Traitement conventionnel P+N	8	20	6,1	15,3
Traitement conventionnel P + TTCR pendant la saison de croissance (6 mois)	6	10,5	4,6	8,1
Traitement conventionnel P+N + TTCR pendant la saison de croissance (6 mois)	8	19	6,1	14,6
Traitement TTCR + stockage en lagune	10	13	7,7	10,0

Tableau 32 : Comparaison économique entre les méthodes conventionnelles et les systèmes de filtre végétal pour le traitement des eaux usées en Suède (Rosenqvist et al., 1997). Les coûts sont présentés en dollars américains et en Euro (1 US\$ = 0.766739 €).

⁶ Équivalent-Habitant (EH) : Unité de mesure permettant d'évaluer la capacité d'une station d'épuration. Cette unité de mesure se base sur la quantité de pollution émise par personne et par jour. La directive européenne du 21 mai 1991 définit l'équivalent-habitant comme la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO5) de 60 grammes d'oxygène par jour.

Les résultats montrent que le coût du traitement conventionnel de P et P + N se situe entre 3,5 et 6,9, et 6,1 et 15.3 €/ kg de N, respectivement. Les coûts pour le système filtre végétal (comprenant les coûts d'investissement, d'exploitation et du capital) varient de 10 à 13 dollars américains (US\$) par kilo d'azote pour l'option « année entière avec stockage pendant l'hiver » (7,70 à 10 €/kg de N) et de 6 à 10,5 et de 8 à 19 dollars américains le kg N (4.6 à 8.1 et 6.1 à 14.6 €/kg de N) pour les alternatives combinées. D'après cette étude, un système de filtre végétal utilisant un TTCR de saule en Suède peut rivaliser économiquement avec les systèmes de traitement conventionnels de l'azote des eaux usées. Les auteurs ont réalisé des analyses de sensibilité qui ont montré que la dose épandue d'eaux usées influe sur les coûts de traitement et que des doses élevées permettent des coûts d'investissement pour l'installation du système d'irrigation plus faibles. De même, les analyses donnaient une réduction des coûts pour le traitement des eaux usées ayant une forte concentration de N comparés aux coûts de traitement des eaux peu chargées en azote. Les auteurs prédisaient que l'irrigation avec des eaux usées pourrait augmenter la production de biomasse d'environ 2 tonnes de matière sèche par hectare et par an dans le sud de la Suède (Aronsson and Perttu, 2001).

	Hypothèse basse	Hypothèse haute
Plantation du TTCR (Préparation du sol, plantation, désherbage, broyage inter-rangs, recépage)	2 300 € HT/ha Dont 1800€/ha de coût de plantation (boutures + plantation)	2 800 € HT/ha Si amendement, traitement antiparasitaire, désherbage post levée
Epanchages (1 à 2 fois sur 3 ans)	180 €	480 €
Récolte des saules (tous les 3 ans)	850 € HT/ha	1 800 € HT/ha
Récolte (STEMSTER), broyage, transport jusqu'au hangar	Valorisation optimisée de la machine de récolte sur 200 ha/an	Situation actuelle
Coût annuel de la culture sur 20 ans		
avec épandage	424 € HT/ha/an	824 € HT/ha/an
sans épandage	370 € HT/ha/an	680 € HT/ha/an
stockage du bois (25% humidité)	6 €/t Hangar agricole de récupération	36 €/t Plate-forme neuve sans subvention
Rendement prévisionnel (25% humidité)	10,7 t/ha/an	13,3 t/ha/an

Tableau 33 : Coûts moyens de l'ensemble de l'itinéraire technique utilisé dans le cadre du programme WiWater (AILE).

Dallemand et al. (2007) considèrent également que le système de filtre végétal est économiquement intéressant en raison de la réduction combinée des coûts de production de la biomasse et des coûts de traitement des eaux usées, moins coûteux que le traitement conventionnel en station d'épuration. Dallemand et al. (2007) estiment que le coût de traitement de l'azote pourrait être de l'ordre de 3 à 6 € par kilogramme d'azote sur un système TTCR et 10 € par kg N pour le traitement conventionnel en

station d'épuration. Ces valeurs se rapprochent de celles trouvées par Rosenqvist et al. (1997). Le coût de la culture de saule en TTCR pourrait être réduit de 1,2 à 1,8 € par GJ de biomasse, en raison de la réduction des coûts de fertilisation et de l'obtention de meilleurs rendements de biomasse. La réduction pourrait être équivalente à 30 à 50% du coût d'une culture en TTCR conventionnelle.

En France, le projet WilWater (AILE, 2007) s'est intéressé aux épandages d'effluents sur des TTCR en Bretagne. Le Tableau 34 présente la simulation des coûts moyens de l'ensemble de l'itinéraire technique utilisé. Afin d'estimer l'intérêt économique de l'irrigation de TTCR de saule avec des eaux usées par rapport à d'autres systèmes de traitement des eaux usées, l'association AILE présente le Tableau 34 comparant les coûts de différentes techniques.

	coûts (€/ha/an)	
	Hypothèse haute	Hypothèse basse
Système de filtre végétal TTCR de Saule (eaux usées)		
si vente des plaquettes humide	1 850 €/ha/an	1 562 €/ha/an
si échange avec agriculteur	1 483 €/ha/an	1 195 €/ha/an
si valorisation plate-forme	1 663 €/ha/an	1 375 €/ha/an
Système de référence de traitement des eaux usées:		
épandage superficiel	3200 €/ha/100 EH	
Lits d'infiltration /percolation sur sable	2700 €/ha/100 EH	

Tableau 34 : Comparaisons de coûts par hectare et par an du système de filtre végétal TTCR de saule et de 2 autres systèmes de traitements des eaux usées.

1.3.2.2 Boues d'épuration

Lors de l'utilisation des boues sur des TTCR, on retrouve certains des avantages de l'utilisation des eaux usées. Cependant l'effet positif de l'apport d'eau par l'épandage d'effluents liquides sur la productivité pourrait faire défaut. Une étude menée par Hahn (1992) en Suède (cité par Aronsson and Perttu (2001)) montre qu'il est économiquement plus intéressant, tant pour la municipalité que pour le producteur (agriculteur), d'épandre les boues sur un TTCR plutôt que de les déposer en décharge. Les recettes totales de l'application de 5 tonnes de boues (poids sec) par hectare étaient d'environ 700 US\$ repartis à hauteur de 43% pour la municipalité et 57% pour l'agriculteur. De même AILE présente les coûts du traitement d'un m³ de boues d'épuration par épandage sur un TTCR de saule et par épandage agricole (solution de référence) (Tableau 35).

Système de filtre végétal TTCR de Saule (boues d'épuration)	Hypothèse haute (€/m ³)	Hypothèse basse (€/m ³)
si le bois est vendu humide	1,3	9,9
si le bois est valorisé par des agriculteurs	-9,7	-1,1
si le bois est valorisé sur une plateforme locale	-4,3	4,3
Solution de référence :		
Epandage agricole des boues liquides		3

Tableau 35 : Coûts en euro par m³ de boues épandues (100 m³ sur trois ans sur les TTCR et 80m³ sur trois ans pour les parcelles agricoles). Les coûts de suivi (analyse des boues et des sols) ne sont pas compris (AILE, 2007).

1.3.2.3 Cendres

En Suède, l'utilisation de cendres issues de la combustion de bio-carburant comme engrais sur des terres agricoles ou des parcelles boisées serait favorable à la fois pour la municipalité qui produit les cendres et pour le propriétaire du terrain (Vattenfall (1992) cité par Aronsson and Perttu (2001)) Le Tableau 36 montre que, comparé au dépôt des cendres sur des sites d'enfouissement, l'épandage d'une tonne de cendres (en poids sec) sur des sols agricoles ou forestiers pourrait permettre une recette d'environ 60 dollars américains par tonne de cendre épandue.

	Recettes (+) et coûts (-) (en US\$/t/ha)		
	Municipalité	Agriculteur	Total
Coûts de l'engrais azoté	± 0	+ 100	+100
Gestion et dépôt	+ 30	± 0	+30
Granulation, conditionnement, transport et distribution	± 0	- 73	-73
Recettes nettes (par tonne de MS)	+ 30	+27	+57
Répartition (%)	53	47	100

Tableau 36 : Comparaison économique entre la distribution de cendres de combustion de biomasse sur des terre agricoles (1 tonne de MS /ha) et leurs dépôts en décharges. Source : Vattenfall (1992) cité par Aronsson and Perttu (2001).

1.3.2.4 Conclusion

Les filtres végétaux semblent donc être une alternative intéressante aux usines de traitement traditionnel de par leurs avantages économiques et écologiques. Ce système permettrait également de réduire les coûts de fertilisation et d'atteindre des rendements supérieurs à ceux obtenus sur des parcelles non fertilisées. Les eaux usées apportent également de l'eau et permettent donc une amélioration du rendement des TCR et TTCR dans les zones où l'eau est un facteur limitant (Aronsson and Perttu, 2001).

Malgré les divers avantages des systèmes de TTCR de saules utilisés comme filtres végétaux, il existe plusieurs obstacles potentiels à leur application à grande échelle. Le manque de connaissances sur le risque de propagation des agents pathogènes et les incertitudes sur la répartition des avantages et des risques des différents acteurs de la filière peuvent être un frein au développement de cette technique. L'élaboration d'accords mutuels entre opérateurs de station d'épuration, exploitants d'installations énergétiques et producteurs (agriculteurs) ont été réalisés avec succès dans certains cas en Suède. Une des difficultés du système est que, généralement, les plateformes de traitement qui gèrent une quantité d'eau usée municipale suffisante pour justifier l'établissement d'une plantation commerciale de TTCR sont situées au sein ou à proximité de zones urbaines, c'est à dire là où la superficie disponible n'est pas suffisante ou adaptée. Là où des surfaces suffisantes pourraient être disponibles, c'est à dire dans les zones rurales, les stations d'épuration n'ont pas de flux d'eau suffisants à traiter (Dallemand et al., 2007).

Le prix élevé des cultures alimentaires comme le blé et l'orge rend les cultures énergétiques à courte rotation peu attrayantes économiquement pour les agriculteurs, en particulier sur des terres agricoles productives. Cela conduit généralement au choix de terres moins productives pour l'établissement de

TCR/TTTCR. Le changement climatique et l'épuisement des ressources en eau peuvent également altérer la gamme et la superficie des sites adaptés à la production alimentaire (Dallemand et al., 2007).

1.4 Conclusion sur la production de biomasse et la valorisation d'effluents

De part des préoccupations environnementales et de sécurité énergétique des états, la culture en taillis à courte ou à très courte rotation (TCR et TTTCR) d'espèces forestières à croissance rapide a récemment reçu une attention croissante dans les pays industrialisés (Adegbidi *et al.*, 2003). Les espèces principales utilisées en TTTCR pour la production de biomasse à vocation énergétique (chaleur, électricité) sont le saule (*Salix spp.*) et le peuplier (*Populus spp.*).

Pour une production rentable et durable de biomasse issue de TTTCR et le maintien des conditions de site, il est nécessaire de fertiliser les plantations. La fertilisation permet de réapprovisionner le sol en nutriments et ainsi compenser les exportations dues à la récolte (Dimitriou and Aronsson, 2011; Dimitriou and Rosenqvist, 2011; Justin *et al.*, 2010; Quaye *et al.*, 2011). De plus, des études montrent des rendements biomasse de TCR/TTTCR supérieurs lorsque les plantations sont fertilisées (Adegbidi *et al.*, 2003) en particulier sur des sols pauvres et marginaux. Plusieurs études indiquent la possibilité d'appliquer des déchets organiques (cendres, boues d'épuration digérées et/ou compostées et/ou chaulées liquides ou en granulés, boues de papeterie, fumiers d'origine agricole, *etc.*) ou des effluents (lixiviats de décharge, eaux usées municipales ou issues de la déshydratation des boues d'épuration, effluents d'industrie, lisiers, *etc.*) sur des TCR/TTTCR afin d'augmenter la rentabilité de la culture en diminuant les coûts de fertilisation et en augmentant la production de biomasse (Börjesson and Berndes, 2006).

L'utilisation de déchets organiques et d'effluents riches en nutriments comme méthode alternative et rentable de fertilisation a été testée dans plusieurs pays (Aronsson and Perttu, 2001; Perttu and Kowalik, 1997). La plupart des projets de recherche ont été lancés dans les pays où les TCR/TTTCR sont utilisés depuis de nombreuses années (Suède, Danemark, Royaume-Uni par exemple), et dans les pays où la rareté des ressources en eau a dernièrement poussé au recyclage des eaux usées pour l'irrigation (Espagne, Italie, Portugal, Chypre, Grèce...) (Dallemand et al., 2007). En Suède par exemple, de nombreuses plantations de TTTCR reçoivent des eaux usées (Aronsson and Perttu, 2001). En France, plusieurs projets de recherche passés ou en cours s'intéressent à l'utilisation de déchets organiques et d'effluents sur des TTTCR. Parmi eux, un programme européen LIFE Environnement, WilWater (AILE, 2007), a été monté en Bretagne entre 2004 et 2007 afin de démontrer l'intérêt épuratoire de la culture de saule en TTTCR. Plusieurs sites ont reçu des épandages d'eaux usées ou de boues d'industries (usine de transformation de poisson, équarrissage, centre d'enfouissement technique) et de collectivités (AILE, 2007). Le contrat ANR-Bioénergies SYLVABIOM, qui vise principalement à comparer la productivité des saules et des peupliers dans le cadre de conduites culturales variées et à juger de leur impact sur l'efficacité d'utilisation de l'eau et de l'azote, comprend un essai d'épandage de boues d'épuration.

Deux types de projets, correspondant à des objectifs distincts pour les plantations, peuvent être distingués: les plantations prioritairement orientées vers la production d'énergie (utilisant les effluents comme fertilisants) et les plantations prioritairement destinées à l'épandage d'effluents (utilisant les plantes comme filtre végétal). Dans le premier cas, l'objectif est de produire de la biomasse et de dégager une marge brute par hectare. Pour le deuxième type de projet la plantation de TCR/TTCR est une alternative aux différentes filières de valorisation des effluents. L'enjeu réside dans le coût de valorisation des effluents et est lié à la quantité d'effluents à épandre par hectare (AILE, 2007).

Grâce à leur forte concentration en nutriments, les déchets et effluents sont utilisés comme source de nutriments pour les TTCR (Dimitriou *et al.*, 2006a; Dimitriou *et al.*, 2006b; Zalesny *et al.*, 2007). La plupart des études portant sur l'utilisation de déchets ou d'effluents sur des TTCR ont été réalisées sur des taillis de saules, de peupliers ou d'eucalyptus dans leurs premières années de développement. Les effluents sont généralement épandus durant la période de croissance des végétaux et stockés dans des lagunes en hiver et lors des périodes de fortes précipitations (Dallemand *et al.*, 2007). Dans un essai en plein champs comparant des TTCR de saules fertilisés avec des boues d'épuration chaulées, du lisier de volailles composté et d'un engrais azoté à libération lente, Adegbidi *et al.* (2003) obtient une meilleure production de biomasse avec fertilisation que sans, quel que soit le fertilisant utilisé. De plus, au bout de 3 ans de croissance les saules fertilisés avec les amendements organiques (dose équivalente à 250 kg N/ha appliquée la première année après recepage) avaient une production de biomasse de tiges sur 3 saisons de croissance similaire à celle des saules fertilisés avec l'engrais azoté à libération lente appliqué à des doses de 100 à 300 kilogramme d'azote par hectare. Les résultats de cette étude suggèrent également que les effets de l'engrais inorganique sur la production de biomasse se dissipent plus rapidement avec le temps que ceux des amendements organiques. Une seule application d'amendements organiques au début du cycle de culture serait suffisante pour maintenir un taux de croissance supérieur jusqu'à la troisième année. D'autres études montrent une augmentation de la productivité de biomasse avec l'application de boues d'épuration sur des TTCR de saule (Aronsson and Perttu, 2001; Hasselgren, 1998) et d'effluents issus du traitement secondaire d'eaux usées sur des TTCR de saules, peupliers et eucalyptus (Sugiura *et al.*, 2008). Cependant, dans certains cas on observe peu ou pas de réponse à la fertilisation des TTCR. Ceci pourrait être expliqué par la bonne disponibilité naturelle et le recyclage interne des nutriments dans le sol (Fillion *et al.*, 2009; Moffat *et al.*, 2001). Autre exemple, Aronsson *et al.* (2010) n'observent pas de différence de croissance des parties aériennes de la plante entre les parcelles irriguées par des lixiviats de décharge et celles non irriguées en première année et irriguées avec de l'eau en 2ème et 3ème année.

Les avantages de la fertilisation de TTCR par des déchets et effluents peuvent être à la fois environnementaux et économiques (Dimitriou and Rosenqvist, 2011; Justin *et al.*, 2010). Il a été signalé que le saule est capable de prélever des quantités élevées de nutriments et d'ETM dans ses tiges, comme le cadmium (Cd) par exemple (Klang-Westin and Eriksson, 2003), il peut donc être utile pour réduire l'apport d'ETM dans le système (Cf. section 1.2.2.4a) (Aronsson and Perttu, 2001; Dimitriou and Aronsson, 2011). Le taux d'évapotranspiration relativement élevé du saule (Zalesny *et al.*, 2006) et le système racinaire tolérant les conditions anaérobiques du saule et du peuplier

(Dimitriou and Aronsson, 2011) permettent l'utilisation de taux d'irrigation élevés (Jackson and Attwood, 1996 cité par Justin *et al.* (2010)). Dans une étude de Sugiura *et al.* (2008) un TTCR de saules produisant 11,7 t MS/ha/an prélevait 3,3 mm/jour d'effluent en moyenne. L'eucalyptus prélevait l'équivalent de 3.0 mm d'effluent par jour pour un rendement de 10,1 t MS/ha/an tandis que le peuplier donnait des rendements plus faibles (5,8 t MS/ha/an) et absorbait l'équivalent de 2.6 mm d'effluent par jour. Les amendements organiques ont un autre avantage par rapport aux fertilisants minéraux. Ils permettent d'améliorer les caractéristiques physiques du sol grâce à leurs effets positifs sur la matière organique du sol, le pH, le phosphore extractible et les cations échangeables (Adegbi *et al.*, 2003).

Les fertilisants représentent un coût de production important (Justin *et al.*, 2010). Selon Hasselgren (1998) la fertilisation et l'irrigation représentent 20 à 30% des coûts de production de copeaux de saule issus de TTCR. L'utilisation des effluents et déchets organiques offre donc un profit économique au producteur de TTCR celui-ci étant encore plus important si l'épandage est utilisé à la place d'autres méthodes coûteuses de traitement de ces déchets (Dimitriou and Rosenqvist, 2011; Quaye *et al.*, 2011). L'utilisation des effluents sur des plantations forestières permet la valorisation des déchets sur des productions non alimentaires, et ainsi de sortir les éléments traces métalliques (ETM) et autres contaminants des chaînes alimentaires humaines et animales (Justin *et al.*, 2010; Quaye *et al.*, 2011).

La composition des effluents n'est pas forcément idéale comme source de nutriments pour les plantes. En Suède, Aronsson and Perttu (2001) comparent les besoins en N, P et K des plantes à la composition de différents déchets et montrent que les eaux usées non traitées sont adaptées, mais que les effluents issus du traitement tertiaire des eaux usées, les boues d'épuration et les lixiviats de décharge sont déséquilibrés du point de vue de la nutrition de la plante. Des dégâts sur les feuilles, la sénescence prématurée des feuilles, la réduction de la production de biomasse et du taux de survie des plantes sont quelques-uns des effets négatifs que peut avoir l'utilisation de déchets sur les TTCR. Ces effets peuvent être dus à la présence de composés toxiques ou inhibiteurs comme les chlorures et les ETM (Dimitriou *et al.*, 2006b; Stephens *et al.*, 2000) et/ou à un déséquilibre nutritionnel (Dimitriou and Aronsson (2007) cité par Dimitriou and Aronsson (2010)).

Une des préoccupations majeures trouvées dans la littérature sur l'utilisation des effluents est la contamination de l'eau du sol, par l'azote sous forme de nitrate (NO₃-N) (Dimitriou and Aronsson, 2004; Roygard *et al.*, 2001) mais aussi sous d'autres formes comme NH₄-N ou sous formes organiques (Linsley *et al.*, 2007). D'autres éléments comme le Carbone organique (Dimitriou and Aronsson, 2010) le Phosphore, les chlorures (Aronsson *et al.*, 2010; Dimitriou and Aronsson, 2004) ou les ETM peuvent se trouver en concentration élevée dans l'eau du sol après épandage de déchets organiques. Aronsson *et al.* (2010) observent une augmentation de la concentration des différents éléments dans l'eau du sol à la suite de l'irrigation avec les lixiviats de décharge. Ces concentrations variaient de la même manière que la concentration et la quantité d'eau utilisée pour l'irrigation. La dose de déchets appliquée sur les plantations doit donc prendre en compte les concentrations en macronutriments, micronutriments et contaminants dans les déchets et effluents, mais aussi considérer la consommation de la plante, afin de limiter le risque d'accumulation dans le sol et de lessivage dans la nappe phréatique. De nombreux facteurs comme la texture du sol, l'espèce, le

cultivar ou le génotype de la plante, la quantité et la qualité de l'eau, le système d'irrigation et le climat, interfèrent et déterminent le risque environnemental potentiel (Dimitriou and Aronsson, 2010), c'est pourquoi il est difficile de définir des directives opérationnelles applicables à une variété d'environnements (Dimitriou and Aronsson, 2010).

Les avantages économiques et environnementaux de l'utilisation de déchets organiques et d'effluents ne sont valides que si la durabilité du système est assurée. On cherche donc à obtenir une production de biomasse élevée, et donc pas de perturbation de la croissance des plantes, et à limiter au maximum la perte de nutriments et contaminants par lessivage et l'accumulation de contaminants dans le sol (Dimitriou and Aronsson, 2010; Dimitriou and Aronsson, 2011). Dans ce type de système il est donc essentiel d'adapter le matériel végétal, l'effluent et la dose utilisée aux particularités du site de plantation.

2 SYNTHÈSE SUR LA RÉGLEMENTATION ENCADRANT LES EPANDAGES D'EFFLUENTS

Céline Gerstch (INRA Orléans)

2.1 Définitions

La valorisation agronomique des déchets organiques consiste au retour au sol des matières organiques après transformation ou non de ces déchets. La réglementation définit la mise à disposition des matières organiques selon deux logiques : produits ou déchets. (Aubert and Levasseur, 2005).

2.1.1 Epanrages

On entend par « épandage » toute application de déchets ou effluents sur ou dans les sols agricoles.

2.1.2 Effluents

Le mot « effluent » a plusieurs définitions dans la littérature et désigne la plupart du temps des liquides : eaux usées domestiques et urbaines, et par extension, les eaux usées issues des procédés industriels. Ce terme peut également désigner la fraction liquide rejetée à la suite d'un traitement qui l'a débarrassé de tous produits de valeur, mais on trouve également des références à des « effluents liquides ou solides » dans la littérature. Les effluents rentrent dans la définition des déchets.

2.1.3 Déchets

Un déchet est défini comme : « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau ou produit, ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon » dans la loi du 15 juillet 1975.

2.1.3.1 Déchets organiques

La définition de « déchets organiques » n'est pas établie en tant que telle dans la réglementation (Chauvin, 2003). On peut considérer que ce sont l'ensemble des résidus ou sous-produits organiques engendrés par l'agriculture, les industries agroalimentaires ou les collectivités, composés de matière organique non synthétique caractérisée par la présence d'atomes de carbone issus d'organismes vivants, végétaux ou animaux.

Quelques exemples de déchets organiques :

- des collectivités : déchets verts, boues et graisses de station d'épuration, déchets alimentaires,...
- des industries agroalimentaires : boues agroalimentaires, déchets de transformation des industries végétales, animales et du bois, résidus organiques des industries de la pêche et de l'aquaculture...
- de l'agriculture : déjections animales excédentaires, résidus de culture, invendus fruits et légumes...

2.1.4 Produits

Lorsque les déchets organiques ne présentant pas de danger pour les sols et qu'ils sont considérés intéressants d'un point de vue agronomique, les déchets organiques peuvent être transformés en produits : les matières fertilisantes et les supports de culture (Chauvin, 2003).

2.1.4.1 Les matières fertilisantes (MF)

« Les MF comprennent les engrais, les amendements et, d'une manière générale, tous les produits dont l'emploi est destiné à assurer ou améliorer la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols » (loi n°79-595 du 13 juillet 1979). Parmi les matières fertilisantes, on distingue 3 catégories :

a) Amendements organiques

Les amendements organiques sont les « MF composées principalement de combinaisons carbonées d'origine végétale, fermentées ou fermentescibles, destinées à l'entretien ou à la reconstitution du stock de matière organique (MO) du sol. ».

Les teneurs en N, P₂O₅ et K₂O ne doivent pas dépasser chacune 3% (sur produit brut). Ils répondent à la norme NF U 44-051.

b) Engrais

Les engrais sont des « MF dont la fonction principale est d'apporter aux plantes des éléments directement utiles à la nutrition (éléments fertilisants majeurs, éléments fertilisants secondaires, oligo-éléments) ». Selon la législation, tout produit dont une des teneurs en N, P₂O₅ ou K₂O dépasse 3% (sur produit brut) doit être considéré comme engrais.

Dans le cadre des produits pouvant contenir des matières organiques issues éventuellement de déchets organiques la norme à prendre en compte est NF U 42 001.

c) Amendements calcique ou magnésien

Les amendements calciques ou magnésiens sont des « MF contenant du calcium ou du magnésium, généralement sous forme d'oxydes, d'hydroxydes ou de carbonates, destinés principalement à maintenir ou à élever le pH du sol et à en améliorer les propriétés. »

Ils répondent à l'une des normes suivantes :

- NF U 44-001 (amendements calciques et/ou magnésiens)
- NF U 44-203 (amendements calciques et/ou magnésiens – Engrais)

2.1.4.2 Les Supports de culture (SC)

« Les SC sont des produits destinés à servir de milieu de culture à certains végétaux. Leur mise en œuvre aboutit à la formation de milieux possédant une porosité telle qu'ils sont capables à la fois d'ancrer les organes absorbants des plantes et de leur permettre d'être en contact avec les solutions

nécessaires à la croissance ». Les teneurs en N, P₂O₅ et K₂O ne doivent pas dépasser chacune 2% (sur produit brut).

« Ils se différencient des amendements organiques par une teneur plus élevée en matières inertes. Mais ils contiennent aussi des matières d'origine végétale, fermentées ou susceptibles de fermenter, fréquemment dénommées humigènes ». Cependant certains supports de culture n'apportent pas de matière organique : laine de verre, laine de roche, vermiculite, etc. Les supports de culture répondent à la norme NF U 44-551 (supports de culture et supports de culture avec engrais).

2.2 Réglementation

La réglementation peut être envisagée selon 2 critères :

- le type d'effluent épandu
- les caractéristiques de la parcelle

2.2.1 Le type d'effluent épandu

Pour être assimilées à un produit, les matières organiques doivent satisfaire aux obligations de la loi cadre régissant les "matières fertilisantes et support de culture" et correspondre à une norme AFNOR. Si le statut de déchet est conservé, il y a application du cadre « Epandage contrôlé » (Chauvin, 2003).

Le texte réglementaire fondamental fixant le cadre pour les matières fertilisantes et les supports de culture – et donc le retour au sol des déchets organiques – est la loi n°79-595 du 13 juillet 1979 (JO du 14 juillet 1979) relative à l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et des supports de culture. Cette loi précise, en article 1, ce que sont les matières fertilisantes et les supports de culture puis institue, en article 2, les conditions réglementaires dans lesquelles il est possible de mettre une matière fertilisante ou un support de culture sur le marché (même pour une distribution à titre gratuit). Dans cet article 2, l'homologation est posée comme règle générale mais la loi prévoit plusieurs catégories auxquelles peuvent appartenir les effluents. En effet, " sous réserve de l'innocuité des matières fertilisantes et supports de culture à l'égard de l'homme, des animaux, ou de leur environnement, dans les conditions d'emploi prescrites ou normales ", des exemptions au principe d'homologation sont prévues si :

- Les produits répondent à une norme rendue d'application obligatoire ;
- Les produits répondent aux dispositions réglementaires prises en application de directives européennes ;
- les produits sont réglementés par l'application de la loi sur l'eau ou au titre des installations classées pour la protection de l'environnement (qui imposent en général un plan d'épandage)
- les effluents et déjections animales cédées directement, à titre gratuit ou onéreux, par l'exploitant (avec soumission à plan d'épandage dans la majorité des cas).

2.2.1.1 Cas général : l'homologation ou Autorisation Provisoire de vente (APV).

L'homologation exige l'innocuité du produit et un intérêt agronomique. La mise sur le marché en France des matières fertilisantes et supports de cultures est réglementée par les articles L955-1 à L955-11 du Code Rural. Ces articles instituent que toute matière fertilisante ou support de culture mis sur le marché doit avoir fait l'objet d'une homologation ou d'une autorisation provisoire de vente (APV) ou d'importation (API), même pour une distribution à titre gratuit. La procédure d'homologation est détaillée en annexe XII.

2.2.1.2 Cas particulier : produit pouvant être mis sur le marché sans homologation ou APV

a) Produits répondant à une norme rendue d'application obligatoire

Ce sont les produits qui répondent aux normes AFNOR NFU rendues d'application obligatoire par arrêté (

Tableau 37). Cela concerne près de 95 % des matières fertilisantes et supports de culture en France. Il existe une norme NFU par catégorie de produit. Ceux-ci peuvent s'épandre comme un amendement organique ou un engrais ordinaire.

Les normes sont élaborées et mises à jour par des bureaux de normalisation dominés par les professionnels des secteurs concernés et sous l'égide de l'AFNOR (Chauvin, 2003). Il y a 2 bureaux de normalisation ; Le BNAME (Bureau de Normalisation pour les Amendements minéraux et Engrais) et la Commission U44A de l'AFNOR (normalisation pour les supports de culture et les amendements organiques). Le

Tableau 37 présente les normes de référence pour les matières fertilisantes ou des supports de culture à partir de déchets organiques. De nouvelles normes peuvent être élaborées, à la demande des professionnels concernés (cf. Guide pour la constitution des dossiers de demande d'homologation matières fertilisantes - supports de culture disponible sur : <http://mesdemarches.agriculture.gouv.fr/Demande-d-homologation-des>). Les normes décrivent de façon très précise les noms (ou dénominations) qui doivent être employés à l'exclusion de tout autre, les composants autorisés, les contraintes concernant la composition des produits, le marquage à apposer et les contrôles à effectuer.

b) Produits conformes au règlement (CE) 2003/2003 relatif aux engrais minéraux «ENGRAIS CE»

L'Union européenne (UE) regroupe les règles applicables aux engrais en un seul texte. Ce règlement ne s'applique qu'aux engrais minéraux composés d'une ou de plusieurs substances nutritives pour les plantes (ou éléments fertilisants). Les engrais portant l'indication «Engrais CE» peuvent circuler librement sur le marché européen.

c) Effluents produits par des installations classés pour l'environnement (ICPE)

Selon la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976, ils sont régis par un statut à part qui définit leurs rejets et leurs épandages selon des critères établis dans l'arrêté du 17 août 1998, et dont le dossier d'autorisation est instruit par la DREAL. L'arrêté précise la nature et l'origine des déchets qui peuvent être traités, les quantités maximales admises et les conditions de leur élimination. Il fixe, le cas échéant, des prescriptions particulières spécifiques à certaines catégories de déchets. L'épandage agricole des effluents d'industrie papetière est traité dans l'arrêté spécifique du 3 avril 2000, et toujours sous le contrôle de la DREAL. Par ailleurs les ICPE sont tenus de respecter un certain nombre de critères quant à la composition des rejets (arrêté du 2 février 1998).

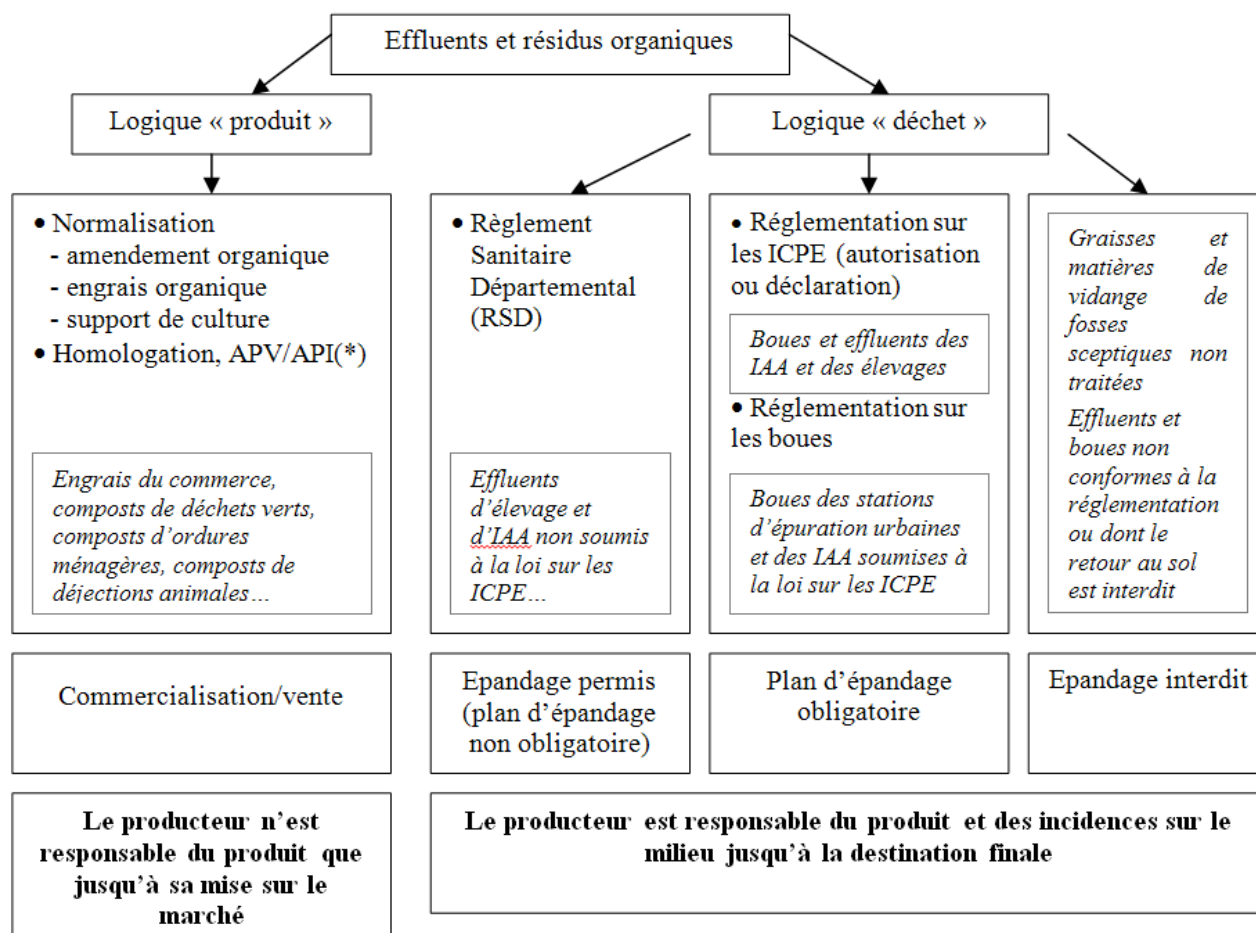
d) Effluents et déjections animales soumis à un plan d'épandage

Les produits soumis à un plan d'épandage ne bénéficient que d'une autorisation au cas par cas. C'est le cas de la plupart des effluents urbains, industriels ou agricoles qui pourraient être épandus sur des TCR ou des TCCR. Leur épandage est encadré par un certain nombre de textes pris en application de la loi sur l'eau de 1992 (loi 92-3) et le décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 et les arrêtés du 8 janvier 1998 et du 3 juin 1998 portant sur la prévention des nitrates liés à l'activité agricole (et donc à l'épandage de matières fertilisantes) et sur l'épandage des boues d'épuration urbaines en agriculture. L'épandage est soumis à autorisation sur la base d'un dossier de demande instruit par la Mission Interservices de l'Eau (MISE) du département, ou du service Environnement de la DDT.

Référence	Produit concerné	Dates de publication, additifs et modificatifs	Contenu principal des normes
NF U 42-001	Engrais incluant les engrais organiques	Déc. 81, complété en 84, 87, 89, 91, 92	Définition de 7 grandes classes dont 3 peuvent contenir des déchets organiques : 4.2 engrais composés n°11. cendres végétales : $N + P_2O_5 + K_2O > 7\%$ sur brut ; $P_2O_5 > 2\%$ sur brut ; $K_2O > 5\%$ sur brut n°12. cendres animales : $N + P_2O_5 + K_2O > 18\%$ sur brut ; $P_2O_5 > 10\%$ sur brut ; $K_2O > 2\%$ sur brut 4.5 engrais organiques azotés (produits ou sous-produits d'origine animale ou végétale) 4.6.1 engrais entièrement d'origine animale ou végétale rubriques 2 à 8 avec pour n°6 fientes de volailles déshydratées $N + P_2O_5 + K_2O > 7\%$ sur brut ; N et $P_2O_5 > 3\%$ sur brut n°8 engrais à base de matières animales et végétales : $N + P_2O_5 + K_2O > 3\%$ sur brut ; N organique $> 1\%$ sur brut
NF U 44-001	Amendements minéraux basiques	Juillet 1988 avril 2009	Les dénominations prévues permettant d'incorporer des déchets organiques sont très limitées (cendres de chaux, écumes de défécation de sucrerie, boues de décalcification des eaux de forage).
NF U 44-051 (annexe III)	Amendements organiques	Décembre 1981 Avril 2006 Arrêté de mise en application obligatoire du 21 août 2007 publié au JO du 28 août 2007	Définition des types d'amendements organiques en fonction du mode d'obtention et des composants essentiels. Pour les amendements organiques la teneur en matière organique (MO) est le critère N°1 : - produits non compostés: $MO > 25\%$ du produit brut - produits compostés: $MO > 20\%$ du produit brut (sauf pour Compost de champignonnière: 15%) $MS > 30\%$ du produit brut Innocuité : ETM, pathogènes CTO, HAP, composé inertes et impuretés.
NF U 44-551 (+ ancienne NF U 44-571)	Supports de culture	Décembre 1974 AFNOR Mai 2002; MAO sept 2003 JORF 10/10/2003, A1 : février 2004, A3 janvier 2008, A4 : décembre 2009	6 dénominations types définies en fonction du pH, %MO en masse de produit brut ou sec, MO/N. Respect d'un minimum de % MO par masse de produit brut et de matière sèche + rapport maximal MO/N
NF U 44-095	Composts de MIATE (Matières d'Intérêt Agronomique Issues du Traitement des Eaux) ou boues	homologation AFNOR Mai 2002; MAO 18 mars 2004 JORF 26/03/2004	Tout compost de boues dont la qualité est conforme à la norme NFU 44-095 n'est plus un déchet mais un produit et, à ce titre, peut être distribué sans autre formalité que le marquage de sa composition et de conseils d'utilisation, au même titre que n'importe quel engrais organique ou support de culture.
NF U 44-203	Matières fertilisantes ayant des caractéristiques mixtes : Amendements calciques et/ou magnésiens	Septembre 1988 et NF U 44-203/A1 en mars 2005	Mélange de matières fertilisantes de norme 42-001 avec celles de norme 44-001

A1 : amendement 1 ; MAO : mise en application obligatoire ;

Tableau 37 : Principales normes sur les amendements organiques (modifié de Chauvin (2003))



(*) Autorisation provisoire de vente – Autorisation provisoire d'importation

Figure 25 : Procédures de retour au sol des matières organiques. Source Chauvin (2003) modifiée de Plumail et al. (2001).

Tableau 38 : Textes relatifs au retour au sol de la matière organique a) Logique déchet: cadre « épandage contrôlé ». Modifié de Chauvin (2003).

Règlement européen CE n°1774/2002 du 3 octobre 2002	établissant des règles sanitaires applicables aux sous-produits animaux non destinés à la consommation humaine (JO du 1er/12/2002)
Code de l'environnement	livre V, titre I : articles relatifs aux ICPE
Règlement Sanitaire Départemental	
Code des bonnes pratiques agricoles	
Directive Nitrate :	Arrêtés préfectoraux des 4 départements bretons du 20 juillet 2001 complétés par les arrêtés des 17 juillet et 1er août 2002
	relatifs au 2ème programme d'action à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole
	Décret du 10 janvier 2001 et arrêté du 6 mars 2001
	relatifs aux programmes d'action pour la protection des eaux dans les zones vulnérables

Tableau 39 : Textes relatifs au retour au sol de la matière organique. B) Logique produit : cadre « production de matière fertilisante dérivée de déchet ». Modifié de Chauvin (2003).

Loi n°79-595 du 13 juillet 1979 (JO du 14 juillet 1979), reprise dans le code rural articles L955-1 à L955-11,	relative à l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et des supports de culture
Normes AFNOR	rendues d'application obligatoire par un arrêté publié au Journal Officiel
Engrais CE	définies dans des directives et transposées en droit français par décret
Arrêté du 21 décembre 1998 (JO du 12 février 1999)	énonçant la procédure pour obtenir une homologation
Arrêté du 16 juin 1980 (JO du 29 juin 1980 et du 2 septembre 1999)	modifié en 1999 relatif aux tolérances admissibles en ce qui concerne les matières fertilisantes et les supports de culture
Liste des matières et supports de culture ayant une homologation ou une autorisation provisoire de vente	http://www.agriculture.gouv.fr/wiphy/

Tableau 40 : Pages web à consulter sur la réglementation encadrant les épandages.

AIDA	site du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (Direction générale de la prévention des risques	textes relatifs à législation sur les installations classées	http://www.ineris.fr/aida/?q=consult_doc/navigation/2.25.0.190.28.6.7/4
Legifrance	Le service public de la diffusion du droit, droit français, européen et international		http://www.legifrance.gouv.fr/
JO	Journaux Officiels de la République Française		http://www.journal-officiel.gouv.fr/
EUR-LEX	Portail d'accès au droit de l'union européenne.	Le système permet de consulter le Journal officiel de l'Union européenne et inclut notamment les traités, la législation, la jurisprudence et les actes préparatoires de la législation.	http://eur-lex.europa.eu/fr/index.htm
Enviroveille	La réglementation en environnement, santé et sécurité, jurisprudence (site de l'Assemblée des Chambres Françaises de Commerce et d'Industrie)	Accès : sur abonnement	http://www.enviroveille.com/public/index.html

2.2.2 Le statut de la parcelle

La principale distinction à faire oppose les parcelles agricoles et les parcelles forestières.

2.2.2.1 Parcelle agricole

Dans le cas de parcelles agricoles, l'épandage est régi par textes cités plus haut, (décrets et arrêtés de 1997 et 1998). Les TCR et TCCR sont considérés comme des cultures agricoles pérennes par l'article 1er du règlement CE n° 1701/2005 (Charnet, 2007). L'intégration de taillis dans un plan

d'épandage existant peut se faire par simple déclaration si les surfaces concernées n'augmentent pas de plus de 15% le total des surfaces, sinon la procédure d'autorisation est requise pour un nouveau plan d'épandage. Il suffit alors de fournir au service de la DDT un Plan Prévisionnel d'Épandage (PPE) pour la ou les parcelles et y joindre certains renseignements comme un extrait de carte topographique et une analyse de sol avant épandage (paramètres agronomiques et teneur en ETM).

2.2.2.2 Parcelle forestière

La réglementation actuelle ne permet pas d'épandages sur des parcelles forestières de produits résiduels. Le décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 fixe le cadre législatif des épandages sur sols agricoles, forestiers ou en voie de reconstitution ou de revégétalisation. L'article 16 du décret est plus spécifiquement dédié aux parcelles boisées : « Les opérations doivent être conduites de la façon que :

- aucune accumulation excessive de substances indésirables ne puisse avoir lieu dans le sol ;
- le risque pour le public fréquentant les espaces boisés, notamment à des fins de loisir, de chasse ou de cueillette, soit négligeable ;
- aucune contamination de la faune sauvage ne soit causée directement ou indirectement par les épandages ;
- aucune nuisance ne soit perçue par le public. »

Un arrêté fixe les règles, les prescriptions techniques et les caractéristiques des produits permettant de répondre aux exigences citées plus haut. Le cadre législatif actuel autorise donc l'épandage sur parcelles boisées, mais uniquement à titre expérimental et après une autorisation préfectorale, elle-même soumise à l'avis du conseil départemental d'hygiène. La demande d'autorisation comprend la description d'un protocole expérimental et d'un protocole de suivi. Cette procédure s'applique jusqu'à l'entrée en vigueur d'un possible arrêté spécifique aux zones boisées (Carnus, 2002).

- La réglementation encadrant les épandages de produits résiduels sur des parcelles agricoles repose sur des directives, des lois et des normes suivant le type de produit résiduel, son origine et sa composition.
- Jusqu'à publication d'un possible arrêté spécifique aux parcelles forestières, l'épandage en forêt n'est autorisé qu'à titre expérimental et avec autorisation préalable du préfet.

3 ÉVALUATION DES SURFACES DE TERRAINS ADAPTES AUX CULTURES DE TCR ET TCR ET CELLES QUI SONT ACTUELLEMENT DISPONIBLES EN REGION CENTRE

(Bernadette Vallée, CA45)

Sous la responsabilité de l'INRA d'Orléans cette partie de la pré-étude a été confiée aux Chambres d'Agriculture de la Région Centre et plus particulièrement aux équipes départementales "cartographie-pédologie-SIG" qui travaillent en collaboration avec l'unité INFOSOL de l'INRA, et les conseillers forestiers des Chambres d'Agriculture de l'Indre, de l'Indre-et-Loire, du Loir-et-Cher et du Loiret.

L'objectif est d'estimer les surfaces de terres agricoles libres de toute culture destinée à la production agricole et adaptées aux cultures ligneuses à but énergétique de type Taillis à courte rotation (TCR) ou Taillis à très courte rotation (TTCR). Les trois groupes d'essences retenus sont le saule, le robinier faux-acacia et le peuplier.

L'étude est donc orientée en deux volets :

1. quantifier et cartographier l'espace qualifié d'agricole non cultivé dans un but de production agricole;
2. quantifier et cartographier les surfaces potentiellement disponibles dont les caractéristiques pédologiques permettent la culture de TTCR et de TCR (saule, robinier et peuplier) en identifiant un niveau de contrainte.

Le croisement des informations permettra de définir une surface régionale potentiellement disponible pour les cultures énergétiques ligneuses sans concurrencer la production agricole existante. Cette cartographie régionale est rendue possible grâce à la pré-existence de bases de données construites et enrichies lors de campagnes de relevés et de projets antérieurs. Les résultats cartographiques sont donc partiels en raison de l'indisponibilité des données pédologiques sur certaines zones et le niveau de précision varie également d'un département à un autre.

3.1 Quantification de la surface agricole disponible et cartographie

(Réalisation Cyril Dufloux, CA18 et Joël Moulin, CA36)

3.1.1 Objectif :

L'objectif était de déterminer les surfaces des espaces agricoles non productifs et pouvant être cultivés ou convertis en cultures énergétiques. En 2007 (Source FranceAgriMer), les cultures non alimentaires en région Centre couvraient une surface de 169.191ha répartis comme suit :

Cultures	Ha
Betterave	1 993
Colza	118 409
Colza érucique	1 136
Blé	31 757
Tournesol	15 809
Miscanthus	87
TOTAL	169 191

Ces productions peuvent être aussi bien destinées aux bio-énergies qu'aux bio-matériaux pour la construction par exemple. Depuis l'abandon de la jachère obligatoire, il est devenu difficile de cerner les surfaces dédiées au non-alimentaire (Benoît Tassin, Chambre régionale d'agriculture du Centre) à l'aide des données PAC.

Le recensement agricole présente en revanche une image très proche de la réalité car il inclut toutes les surfaces cultivées quel que soit leur statut réglementaire grâce à une enquête entreprise tous les 10 ans par le Ministère de l'agriculture. Les données 2010 concernant les surfaces à vocation énergétique sont les suivantes (Source : DRAAF Centre, 2011) :

Dép. 18	Dép. 28	Dép. 36	Dép. 37	Dép. 41	Dép. 45	TOTAL
18ha	295ha	Secret	48ha	Secret	362ha	877ha

Dans le cadre de la présente étude, toutes les surfaces recensées en surface de production agricole à but alimentaire ou non, ont été exclues afin de rester extérieur au débat sur la concurrence des cultures à but énergétique avec les autres cultures.

3.1.2 Méthode :

Les six départements de la Région Centre ont transmis à la Chambre d'Agriculture du Cher les bases de données nécessaires aux traitements statistiques. Les bases de données disponibles ont été combinées par superposition en correspondance géographique pour aboutir aux traitements thématiques.

En procédant par éliminations successives, ont été exclues :

- les surfaces urbanisées (ville, village, espace industriel, centrale électrique, aéroport, aérodrome, carrière, cimetière, bâti divers...),
- les infrastructures linéaires (voirie communale, route, autoroute, chemin de fer, canal...),
- les terrains militaires,
- les espaces de loisirs (golf, parc...),
- les espaces patrimoniaux (château, parc, espace classé...),
- les surfaces en eau (fleuve, rivière, lac, étang, gravière), ainsi que les îles incluses,
- les surfaces cultivées déclarées à la PAC,
- les surfaces cultivées et non déclarées à la PAC (viticulture, arboriculture, maraîchage...),
- les espaces boisés (forêt, bosquet, populiculture...),

afin de ne retenir que les surfaces non productives de type jachères, terres en déprise, cultures cynégétiques...

3.1.3 Données utilisées :

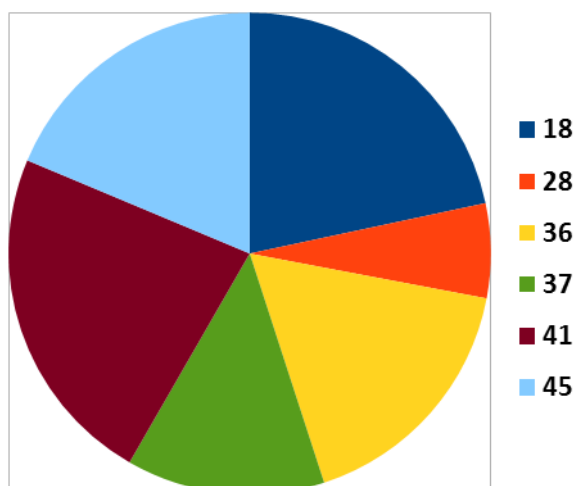
Données	Utilisation
Couches RPG anonymes 2009 (Source : ASP via APCA/SIRCA)	Retirer zones hors PAC
Cadastre (Source : DGFIP)	Retirer zones non agricoles
Espaces en viticulture (AOC, VDQS), arboriculture, maraîchage (Source : CDA)	Retirer zones non agricoles
BD topo IGN / BD carto (Source : Cf licence IGN)	Retirer : zones urbanisées, infrastructures linéaires, terrains militaires, espaces de loisirs, espaces patrimoniaux, surfaces en eau, espaces boisés...
Occupation du sol (Source : Corine Land Cover)	Pour vérification, ajustement
Carte IGN Scan 25 (Source : Cf licence IGN)	Pour vérification grossière
Photographie aérienne (Source : Cf licence IGN, Microsoft Bing)	Pour vérification minutieuse

Autres sources de données :

Données	Utilisation
Natura 2000 (habitats)	Non exclu
Natura 2000 (ZPS) Zone de protection spéciale oiseaux	Non exclu
Réserves naturelles	Exclues
Réserves naturelles régionales	Exclues
Arrêtés de biotope	Exclus
Sites inscrits	Exclus
Sites du CPNRC (Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Région Centre)	Exclus
Zone de captage	Non exclus

3.1.4 Les résultats :

La surface régionale disponible est de 145.100 ha, répartie de la façon suivante sur les 47 régions naturelles des six départements. Après traitement, chaque îlot retenu a été affecté à l'une des régions naturelles, permettant une analyse spatiale fine des résultats surfaciques de la disponibilité territoriale.



Avec respectivement 33.400 ha et 31.400 ha, les départements du Loir-et-Cher et du Cher offrent la plus grande surface disponible pour l'installation de nouvelles cultures.

Sur la région Centre, les territoires concernés sont ceux qui présentent les plus faibles potentiels agronomiques et ont subi ou subissent encore une forte déprise : Boischaud, Sologne, Champagne du

Loir-et-Cher (carte annexe VI). Les données du recensement agricole de 2010 (source, DRAAF Centre, 2011) notent une perte de SAU supérieure à 5% entre 2000 et 2010 pour la Sologne, l'Orléanais et le Val de Loire du Loiret et de plus petites régions naturelles (carte annexe XII).

Avec 31.900 ha à elles deux, la Sologne du Loiret et la Grande Sologne ressortent également nettement comme les régions offrant la plus grande disponibilité spatiale (carte annexe VIII).

Région Nat/Depart	Surf R/Nat	18	% R Nat	28	% R Nat	36	% R Nat	37	% R Nat	41	% R Nat	45	% R Nat
Boischaut	75 500	5 200	6,9										
Champagne	299 300	6 700	2,2										
Marche	34 200	1 900	5,6										
Pays Fort	96 800	4 300	4,4										
Sologne	112 500	7 300	6,5										
Val Loire	25 700	1 500	5,8										
Vallée Germiny	85 900	4 500	5,2										
Total 18	729 900	31 400	4,3										
Beauce	258 200			2 100	0,8								
Beauce Dunoise	79 600			900	1,1								
Drouais Thymerais	91 100			1 600	1,8								
Faux Perche	70 300			1 300	1,8								
Perche	93 400			3 300	3,5								
Total 28	592 600			9 200	1,6								
Boischaut Nord	148 000					4 800	3,2						
Brenne	147 100					7 500	5,1						
Boischaut Sud	138 200					6 000	4,3						
Pays Blancs	27 700					600	2,2						
Marche Berrichonne	87 900					4 200	4,8						
Champagne	139 900					1 600	1,1						
Total 36	688 800					24 700	3,6						
Gatine Tourangelle	133 100							5 900	4,4				
Bassin Savigné	16 800							1 000	6,0				
Val Loire	69 800							2 300	3,3				
Richelais	54 000							1 100	2,0				
Ste Maure	85 900							2 100	2,4				
Gatine Loches Montrésor	127 600							3 000	2,4				
Champagne	77 000							2 300	3,0				
Plateau Mettray	18 000							1 000	5,6				
Viti Est Tours	22 900							500	2,2				
Forêt Amboise	9 600							100	1,0				
Total 37	614 700							19 300	3,1				
Beauce	124 400									1 200	1,0		
Champagne	7 100									600	8,5		
Gatine Tourangelle	39 400									700	1,8		
Grande Sologne	225 900									21 600	9,6		
Perche	47 400									1 200	2,5		
Perche Vendomois	35 300									1 000	2,8		
Sologne Viticole	43 000									3 300	7,7		
Vallée Cher	50 800									1 400	2,8		
Vallée Loire	35 900									1 500	4,2		
Vallée Loir	31 900									900	2,8		
Total 41	641 100									33 400	5,2		
Grande Beauce	88 600											300	0,3
Petite Beauce	42 300											300	0,7
Gatinais Est	121 500											3 000	2,5
Gatinais Ouest	54 400											300	0,6
Orléanais	111 500											5 500	4,9
Puisaye	63 000											3 400	5,4
Berry	29 200											1 600	5,5
Sologne	106 200											10 300	9,7
Val Loire	63 600											2 400	3,8
Total 45	680 300											27 100	4,0

Tableau 41 : Surfaces de sol disponibles par régions naturelles

Les surfaces potentiellement disponibles peuvent également être comparées aux surfaces déclarées à la PAC et aujourd'hui presque exclusivement cultivées à d'autres fins qu'énergétiques :

Département	18	28	36	37	41	45
Surface PAC (ha)	431 691	447 288	450 569	329 084	287 568	356 900
Surface disponible	31 400	9 200	24 700	19 300	33 400	27 100
% de surface	7,3	2,1	5,5	5,9	11,6	7,6

Les départements du Loir-et-Cher, Loiret et Cher se distinguent à nouveau pour ce potentiel de développement.

3.1.5 Limites liées à l'exploitation des données :

Entre les départements, les données IGN (BD Topo) ne sont pas homogènes et elles n'ont pas toujours la même précision géographique. Certaines couches représentant des objets différents se superposent ou se trouvent en décalage.

Certaines emprises n'étaient pas toujours disponibles et ont dû être retirées à partir des photographies aériennes, c'est le cas du cadastre viticole (disponible pour certains départements), les zones de maraîchage, les carrières, les golfs...

Concernant les îlots RPG (référentiel parcellaire graphique) de la PAC, il n'est pas possible d'identifier les surfaces disponibles pour les cultures énergétiques car seules les cultures principales sont identifiées géographiquement. La surface concernée est néanmoins très modeste.

En revanche, des parcelles apparemment cultivées (céréales, prairies etc), ne sont pas identifiées dans la base des îlots PAC. Il conviendrait de les identifier pour en appréhender les surfaces (estimation entre 20 à 30 000 ha !), particulièrement dans les régions naturelles très agricoles.

La taille des îlots / parcelles n'a pas été prise en compte. Aujourd'hui, les entreprises installant des TTCR ou TCR conseillent une taille minimale de 4 à 5 ha pour une parcelle carrée afin de limiter les contraintes à la mécanisation et à une future rentabilité économique. Ce critère peut néanmoins être intégré dans le calcul et ainsi permettre de mieux appréhender les terrains mobilisables.

Les surfaces de sols subissant des contraintes réglementaires pour les cultures "classiques" mais autorisant le TTCR ou le TCR (zones de captages, zones Natura 2000...) ont été identifiées cartographiquement et sont incluses dans les calculs de surfaces.

3.1.6 Conclusion

Même s'il est évident que la proportion de surface pouvant être dans un avenir proche destinée à la culture énergétique ligneuse reste inconnue pour des raisons agronomiques, économiques et sociales, il est intéressant de noter l'importance de cette surface potentielle qui est à comparer à la surface agricole régionale aujourd'hui utilisée de 2,31 millions d'hectares, dont seulement à peine 900 ha de cultures énergétiques (Miscanthus, switchgrass, etc).

3.2 Surfaces agricoles adaptées aux TTCR et TCR de trois groupes d'essences

Méthodologie stationnelle :

Bernadette Vallée (CDA Loiret), Jean Louis Chopineau (CDA Indre et Loire), Benjamin Culan (CDA Indre), Hubert Désiré (CDA Loir et Cher).

Traitement thématique :

Joël Moulin (CDA Indre), Hervé Nedelec (CDA Loiret).

3.2.1 Objectif

Il s'agit d'identifier les sols favorables aux cultures énergétiques ligneuses en fonction de leurs caractéristiques pédologiques et topographiques.

Cette étude a porté sur trois groupes d'essences pour lesquelles des références bibliographiques sont disponibles. Bien entendu, cette étude pourrait être élargie à des essences disposant des qualités similaires de productivité (paulownia, séquoia...).

3.2.2 Les essences

3.2.2.1 Le saule

L'appellation "saule" regroupe tous les clones et cultivars commercialisés en 2011 pour la culture de TTCR. Il s'agit principalement de croisements avec le saule des vanniers (*Salix viminalis*). Néanmoins, les plantations expérimentales en France ou en Europe (souvent privées) montrent que tous les cultivars n'ont pas les mêmes préférences stationnelles, résistance à la sécheresse ou tolérance au calcaire actif par exemple. Ces différences n'ont pu être retenues dans cette étude du fait du manque de références bibliographiques et des courtes durées des expérimentations mises en place (une rotation de 3 ans en général).

3.2.2.2 Les peupliers

Les peupliers cultivés en TTCR ou TCR en France aujourd'hui sont des cultivars destinés à la production de bois d'œuvre. Cette donnée est actuellement en cours d'évolution par la recherche et la production de cultivars destinés spécifiquement à la culture énergétique. Ces nouveaux cultivars, parfois produits en France, sont pour l'heure destinés à l'implantation de TCR ou TTCR à l'étranger (Espagne, Italie, Ukraine...). Comme pour le saule, les références pour le peuplier à but énergétique sont en pleine évolution.

Les cultivars de peupliers retenus ici ont été répartis en trois groupes en fonction de leur vitesse de croissance :

- groupe 1 : croissance juvénile forte et croissance moyenne élevée
- groupe 2 : croissance juvénile forte et vitesse de croissance moyenne intermédiaire

- groupe 3 : vitesse de croissance faible

Les cultivars retenus sont répartis ainsi pour la Région Centre :

groupe 1	groupe 2	groupe 3
A4A	Alcinde	Blanc du Poitou
Dorskamp	Brenta	Fritzi
Koster	Cappa	Ghoy
Lambro	Flevo	I4551
Lena	Gaver	Robusta
Soligo	I214	Trichobel
Triplo	Largo	
Unal	Taro	
	Raspalje	

Les groupes ont été constitués selon deux critères majeurs qui sont la croissance juvénile et la croissance moyenne.

La différence de classification tient compte de la vitesse de développement tel que décrit ci-dessus, à savoir : groupe 1 > groupe 2 > groupe 3 (> : supérieur en vitesse de développement) et cela sur une station type identique (optimum en terme de : richesse chimique, texture de surface, profondeur d'enracinement, alimentation en eau).

Cependant, après consultation des fiches techniques du groupe de travail Peuplier de l'IDF, il s'avère que les cultivars du groupe 3 sont plus exigeants au niveau pédologique que le groupe 1 et 2.

En effet, (Tableau 42), au niveau de la texture, le groupe 3 est restreint à se développer correctement sur des sols sablo-argileux et argilo-sableux, et les sols limoneux et les limons sableux contrairement aux cultivars des groupes 1 et 2 beaucoup plus plastiques.

On peut apporter la même explication pour le niveau trophique. Par contre, les autres critères sont moins restrictifs pour les trois groupes.

Cette classification peut se justifier par une vitesse de développement, ou par une exigence croissante du groupe 1 vers le groupe 3.

3.2.2.3 Le robinier faux-acacia

Seule l'espèce sauvage *Robinia pseudo-acacia* a été retenue. Là encore, aucun cultivar n'est commercialisé spécifiquement aujourd'hui pour la culture énergétique. Il existe peu de références bibliographiques aussi bien pour le TCR que le TCCR et la définition de ses préférences stationnelles a été établie à partir des données connues en milieu forestier.

3.2.3 Les caractéristiques pédologiques

Une liste de facteurs pédologiques fondamentaux a été établie d'une part, parce qu'ils influencent favorablement ou non la croissance des espèces ligneuses retenues, et d'autre part en raison de la disponibilité partielle des données pédologiques à une échelle de précision de 1/50.000 (Indre, Indre-et-Loire, Cher, Loir-et-Cher pour partie et Loiret partiellement).

3.2.3.1 Texture du premier horizon (cf triangle Jamagne)

La texture du premier horizon va influencer directement le développement racinaire du végétal donc sa capacité d'ancrage, son alimentation en eau et en éléments minéraux. Les textures de surface ont été regroupées de la manière suivante :

Sable – Sable Limoneux
Sable Argileux – Argile Sableuse
Limon – Limon Sableux
Limon Argileux – Limon Sablo-Argileux – Limon Argilo-Sableux
Argile – Argile Limoneuse
Argile Lourde
Tourbe ou OH > 50 cm
Autre

L'appellation « argile » a posé le plus d'interrogations car la famille des argiles regroupe des textures variables en terme de granulométrie mais surtout aux comportements physiques et aux caractéristiques chimiques en lien avec leur nature minéralogique très divers. Le regroupement est peu satisfaisant mais nous ne disposons pas aujourd'hui des moyens d'affiner l'information.

Ce critère n'a été utilisé que dans un objectif de rendement biomasse. Les contraintes liées à la mécanisation des interventions n'ont pas été prises en compte. Si actuellement peu d'engins sont capables récolter des TTCR sur tourbe, dans ce domaine aussi, la technologie évolue rapidement.

3.2.3.2 Hydromorphie (cf Indice Jamagne)

Il s'agissait de déterminer l'influence potentielle de l'engorgement du sol au travers de sa persistance dans le temps et de sa profondeur. Deux types d'engorgement ont été différenciés : engorgement temporaire (pseudogley - g) et engorgement permanent (gleys - G).

G < 40 cm
g < 40 cm et G ≥ 40
G 40-60 cm
g 40-60 cm
G > 60-100 cm
g > 60-100 cm
g/G > 100 cm

3.2.3.3 Niveau trophique

Le niveau trophique pour les forestiers de terrain se limite souvent à une estimation du pH combinée à une vitesse de minéralisation de l'humus. Ici, le niveau trophique synthétise un ensemble de facteurs de production agronomique répartis en quatre classes.

Très élevé : ++
Élevé : +
Moyen : -
Faible : --

Les caractéristiques méthodologiques retenues dans la définition du niveau trophique sont issues d'un algorithme développé dans un outil d'aide à la décision en matière de production trufficole (J Moulin, M Eimberck, La cartographie des sols de l'Indre pour des applications thématiques diversifiées - EGS volume 18, 2,2011).

Le niveau trophique (pH, CEC et cations échangeables) résulte d'un algorithme existant et utilisé dans l'approche du potentiel agronomique (Studer, 1982). N'étant pas renseigné dans la base, il est obtenu en croisant deux paramètres de la base de données que sont le type de sol et la nature du matériau parental, il est exprimé sur une échelle de 15 points. Les valeurs issues de l'algorithme sont notées de 0 à 15 points, elles sont distribuées en 4 classes selon une répartition linéaire.

3.2.3.4 Profondeur du sol prospectable

C'est la profondeur de sol prospectable par les racines, observées en principe dans le premier mètre de sol. Elle va influencer directement la capacité d'ancrage mécanique des arbres, une information secondaire dans le cas de TTCR mais moins dans le cas de cultures en TCR récoltées tous les 7 à 8 ans.

La profondeur prospectable varie en fonction des essences et la faculté de certaines à prospecter des argiles, en particulier en fonction de leur structuration, est exploitée par les forestiers. Néanmoins, dans le cas des peupliers, des saules et du robinier la puissance de la prospection racinaire semble similaire dans l'état actuel des connaissances.

La profondeur prospectable aura bien entendu également une influence indirecte sur la réserve en eau et sur le niveau trophique du sol.

Dans la durée, nous ne mesurons pas correctement les risques de tassement du sol lié aux passages successifs d'engins mécanisés sur des sols de faible portance comme ceux sur lesquels sont implantés les saules et les peupliers. La culture en TTCR et TCR pourrait réduire la profondeur de sol prospectable si les récoltes se font dans des conditions défavorables (sol détrempé, dégel...). L'argument de terrain suggérant un effet de protection mécanique lié au fort taux d'enracinement, en particulier dans le cas des saulaies, ne s'appuie pas sur des références scientifiques.

La profondeur de sol prospectable résulte également d'un algorithme existant et utilisé dans l'approche du potentiel agronomique (Studer, 1982). Il est obtenu en croisant plusieurs paramètres de la base de données :

- le matériau parental regroupé en 3 classes,
- la profondeur d'apparition du substrat exprimée en 4 classes,
- la notion de plancher en 3 classes, elles-mêmes obtenues par un algorithme croisant type de sol, matériau parental et hydromorphie.

Les quatre classes de profondeur ont été obtenues par répartition linéaire des valeurs issues de l'échelle de notation de l'algorithme :

< 40 cm

40-60 cm

60-80 cm

> 80 cm

3.2.3.5 RU potentielle sur 100 cm (cf méthode Jamagne)

Il s'agit de la réserve utile potentielle dans le premier mètre de sol. Cette donnée est estimée à l'aide d'un calcul prenant en compte la profondeur prospectable, les textures des horizons présents ainsi que la présence d'éléments grossiers. Cette donnée trouve ses limites notamment dans l'imprécision de la détermination du type d'argiles, ainsi que dans l'épaisseur du sol prise en compte.

Quatre classes de réserve utile potentielle ont été définies :

< 80 mm

>= 80 - < 120 mm

>= 120 - < 150 mm

>= 150 mm

3.2.3.6 Disponibilité CaCO₃ (cf type matériaux géologiques)

La disponibilité en calcaire actif dans le sol n'est pas une donnée relevée sur le terrain. Dans la base de données au format « Studer » (départements 18, 36, 37 et 41), cette disponibilité a été déterminée à partir des caractéristiques des matériaux géologiques (classement des matériaux calcaires selon leur degré de dureté et de fissuration) susceptibles d'induire la présence de CaCO₃ dans la terre fine.

Les regroupements de matériaux parentaux associés à leur profondeur d'apparition ont été répartis en six classes bien que finalement les trois dernières n'excluent aucune de ses essences :

calcaire tendre =< 40 cm

calcaire tendre > 40 - <= 80

calcaire dur =< 40 cm

calcaire dur > 40 - <= 80 cm

calcaire dur > 80 <= 120 cm

calcaire dur, calcaire tendre > 120 cm

Ce critère n'a été initialement retenu que dans le cas du Robinier qui réagit très défavorablement à la présence de calcaire actif dans le sol (développement de chloroses). La présence d'un matériau parental susceptible de libérer du calcaire actif et proche de la surface est donc rédhibitoire à la plantation de Robinier.

La présence de calcaire actif a en principe peu d'influence sur les peupliers si le régime hydrique des sols sur lesquels ils sont plantés compense l'excès de carbonate de calcium. Néanmoins, selon les clones, le risque n'est pas à écarter. Un soucis de cohérence avec la profondeur de sol prospectable a également été retenu si le matériau parental apparaît avant 40cm.

Concernant le saule, des expérimentations privées dont les résultats ne sont pas publiés, montreraient des réactions de certains cultivars à la présence de calcaire actif dans le sol (Luc Picaut, pépinières Naudet, communication personnelle). Ce critère pédologique doit donc être pris en compte.

3.2.4 La méthode d'évaluation des préférences stationnelles

Il s'agissait de mettre en œuvre une méthode simple et synthétique capable de mobiliser aussi bien des données issues de références scientifiques publiées, que des informations issues de l'expérience de terrain acquise parfois par la culture de TTCR ou de TCR mais le plus souvent par la connaissance empirique mais ancienne des milieux forestiers et populicoles.

3.2.4.1 Références

La méthode reprend en grande partie celles utilisées dans deux études antérieures. L'une utilisée par la Chambre d'Agriculture de l'Indre-et-Loire dans la détermination de contraintes pédologiques au boisement dont l'objectif était « d'indiquer le niveau de difficulté d'installer un boisement et la nature de la contrainte dominante » (Chambre d'Agriculture de l'Indre-et-Loire et INRA, 2002). Un système de notation de plusieurs variables pédologiques a permis de cartographier quatre types avec chacun deux sous-types de sols allant de "non contraignants" à "très contraignants" pour le boisement tout en déterminant la nature de la contrainte principale.

Dans le cadre de la valorisation des mêmes données issues de deux décennies de cartographie des sols, plusieurs études ont été conduites par la Chambre d'Agriculture de l'Indre en partenariat avec l'INRA/INFOSOL. Celle qui a retenu notre attention est une cartographie des sites potentiellement favorables à la trufficulture (J Moulin, M Eimberck, La cartographie des sols de l'Indre pour des applications thématiques diversifiées - EGS volume 18, 2,2011)

3.2.4.2 Le système de notation

Pour chaque essence et pour chaque critère pédologique, un nombre de points a été attribué sur une échelle de 100 points. Dans un premier temps, chaque grand critère (texture du premier horizon, hydromorphie, niveau trophique, profondeur du sol prospectable, RU potentielle, disponibilité en CaCO₃) s'est vu attribuer un nombre de points en fonction du poids de ce critère dans le potentiel de production de l'essence ; illustration par quelques exemples :

- la RU potentielle influence fortement la production de saule en TTCR : 40 points /100 ;
- Le niveau trophique a peu d'influence sur la production du robinier : 10 points / 100 ;
- En revanche, le robinier est intolérant vis à vis de l'hydromorphie : 30 points/100
- La production pour les 3 groupes de peupliers est fortement liée à la profondeur de sol prospectable et à la RU potentielle : 20 et 25 points/100

Ce nombre de points par critère pédologique a ensuite été réparti par variable précise :

- type de texture de surface
- profondeur d'apparition de l'hydromorphie temporaire ou permanente
- classe de niveau trophique etc.

La note 0 est une note éliminatoire, c'est à dire que la culture de l'essence concernée n'est pas considérée comme possible dans cette configuration pédologique. Par exemple la présence d'hydromorphie dès la surface pour le robinier ou la présence d'une dalle de calcaire dur à moins de 40 cm pour les trois groupes de peupliers sont rédhibitoires (voir ci-dessus).

Lorsque la variable est sans influence notoire, la note de 1 est attribuée.

Le résultat de cette méthode apparaît dans le tableau suivant, il est construit au regard de la structure de la base de données des départements du sud de la Région Centre (18,36,37,41), format dénommé « Studer »; il est conforme à son dictionnaire de données (version 2003).

Cette méthode a fait l'objet d'un développement opératoire en MAPBASIC sous le logiciel MAP INFO, ce qui permet de procéder facilement à des simulations, permettant des visualisations suite à des modifications de classes ou de variables.

Un développement de cette méthode est programmé pour le format DONESOL, compatible aux bases de données du programme IGCS à l'échelle du 1/250 000. Ce format n'est actuellement disponible que sur le département du Loiret, il est en cours pour les autres départements, mais non disponible avant fin 2012.

Le Loiret dispose également de coupures aux 1/50 000 (exclusivement nord Loire, soit une surface de 51.200 ha), il est possible d'utiliser cette méthode sur les données disponibles.

Le résultat de cette méthode est le suivant :

		SAULE	ROBINIER	PEUPLIERS		
				P 1	P 2	P 3
	S – SL (tex 105-106)	15	10	1	1	1
	SA – AS (tex 107-108)	10	20	5	14	14
Texture du 1er horizon	L – LS (tex 101-103)	20	15	10	10	10
	LA - LSA – LAS (tex 102-104)	20	20	14	14	9
cf : triangle Jamagne	A – AL (tex 109)	15	1	14	14	9
	ALO (tex 110-130)	5	0	14	14	9
	Tourbe ou OH > 50 cm (nat 27-28) + SU=T	0	0	1	1	1
	Autre (tex 111) (Nat=32, Nat=33)	0	0	0	0	0
Maximum		20	20	14	14	14
Hydromorphie	G < 40 cm (nat 26)	1	0	20	20	20
	g < 40 cm (nat 24)	15	0	10	10	10
cf : Indice Jamage	G 40-60 cm (nat 25)	15	1	20	20	20
	g 40-60 cm (hyd 203)	15	5	10	10	10
	G > 60-100 cm (nat 25)	15	1	20	10	20

Projet TSAR - Synthèse sur l'état de l'Art

	g > 60-100 cm (hyd 202)	20	20	10	10	10
	g/G > 100 cm (hyd 201)	20	30	10	10	10
Maximum		20	30	20	20	20
Niveau trophique cf : TROf algo POT	++ (> 12 - <= 15 pts)	10	10	20	20	20
	+ (> 9 - <= 12 pts)	10	5	20	15	10
	- (> 6 - <= 9 pts)	5	5	10	10	5
	- (<= 6 pts)	5	1	5	5	1
Maximum		10	10	20	20	20
Profondeur du sol prospectable (ancrage) cf : PROf algo POT	< 40 cm (<= 3 pts)	1	0	0	0	0
	40-60 cm (> 3 - <= 6 pts)	5	5	5	5	5
	60-80 cm (> 6 - <= 12 pts)	9	10	15	15	15
	> 80 cm (> 12 - <= 15 pts)	9	14	20	20	20
Maximum		9	14	20	20	20
RU potentielle sur 100 cm cf : méthode Jamagne	< 80 mm	0	5	0	0	0
	>= 80 - < 120 mm	15	10	5	5	5
	>= 120 - < 150 mm	30	20	15	15	15
	>= 150 mm	40	25	25	25	25
Maximum		40	25	25	25	25
Disponibilité CaCO3 cf : type matériaux géologique	cal tendre <= 40 cm (C,M,M',KM,ML,F) (PS 1)	1	0	0	0	0
	cal tendre > 40 - <= 80 cm (C,M,M',KM,ML,F) (PS 2,3)	1	1	1	1	1
	cal dur <= 40 cm (QC,E,K) (PS 1)	1	1	0	0	0
	cal dur > 40 - <= 80 cm (QC,E,K) (PS 2)	1	1	1	1	1
	cal dur > 80 <= 120 cm (QC,E,K) (PS 3)	1	1	1	1	1
	> 120 cm (C,M,M',KM,ML,QC,E,K,F) (PS 4)	1	1	1	1	1
Maximum		1	1	1	1	1
TOTAL		100	100	100	100	100

Tableau 42 : Résultats pour BD SOL « Studer » et DONESOL

SYNTHESE	nb points	N° Classe
sol très contraignant	$\geq 1 - < 40$	1
contraignant	$\geq 40 - < 60$	2
moyennement contraignant	$\geq 60 - < 80$	3
peu ou non contraignant	≥ 80	4
Sol à proscrire	Présence d'une note 0	5

Tableau 43 : Synthèse

3.2.5 Le traitement des données (départements 18, 36, 37 et 41 en partie)

Le traitement a couvert les données en structure de BD "Studer" qui sont disponibles uniquement pour les départements du Cher, de l'Indre, de l'Indre et Loire et l'extrême sud du Loir-et-Cher).

Région Centre	Tout Territoire	Couverture Sud
Surface Totale	3 947 616 ha	2 165 148 ha soit 55%
Ilot disponible	145 428 ha	85 397 ha soit 59 %
Nombre Région Naturelles	47	28 soit 60 %

Chacun des îlots est affecté d'une classe stationnelle potentielle pour chacune des 5 essences (mode de calcul avec pondération surfacique), puis ils sont triés et réparti dans les 28 régions naturelles de la couverture pédologique.

Ainsi, il est possible de connaître pour chacune des 5 essences réparties en 5 classes stationnelles, la surface concernée dans chaque région naturelle. De même, il est possible par simple requêtage de localiser pour une commune ou un territoire connu, les surfaces potentielles par types et classes d'essence ainsi que de les identifier géographiquement pour un retour sur le terrain.

Remarque :

A ce stade du croisement des données, la variable topographique n'a pas été retenue pour éliminer certaines plages situées sur des pentes forte (ex > 8 %). Il convient de noter que la quasi totalité des îlots susceptibles d'être concernés par ce critère topographique, est éliminée par le traitement thématique portant sur les données pédologiques (faible RU, faible épaisseur de sol), puisque affectés dans les classes à proscrire ou à fort niveau de contrainte.

3.2.6 Les résultats chiffrés pour le 18, 36, 37 et 41

Les quatre classes stationnelles sont les suivantes :

Classe C1	1/ 40 pts
Classe C2	40/60 pts
Classe C3	60/80 pts
Classe C4	80/100 pts
Classe C5	à proscrire

Les classes C1 et C2 ont été regroupées car la culture énergétique ligneuse d'aucune des essences étudiées n'y est conseillée.

Légende des couleurs :  données partielles

3.2.6.1 Pour le saule

(carte en annexe IX)

Région Nat/Depart	Surf R/Nat	Saule C5	Saule C1/C2	Saule C3	Saule C4	Tot
Boischaud	75 500	538	738	1 666	2 304	5 246
Champagne	299 300	1 279	328	1 756	447	3 810
Marche	34 200	286	178	661	800	1 925
Pays Fort	96 800	715	224	1 499	1 810	4 248
Sologne	112 500	3 224	1 434	1 629	925	7 212
Val Loire	25 700	336	84	318	618	1 356
Vallée Germiny	85 900	732	243	1 228	2 114	4 317
Total 18	729 900	7 110	3 229	8 757	9 018	28 114
Boischaud Nord	148 000	489	226	1 610	2 371	4 696
Brenne	147 100	2 217	983	1 989	1 692	6 881
Boischaud Sud	138 200	850	323	2 122	2 453	5 748
Pays Blancs	27 700	139	31	196	216	582
Marche Berrichonne	87 900	672	351	1 472	1 528	4 023
Champagne	139 900	366	84	545	447	1 442
Total 36	688 800	4 733	1 998	7 934	8 707	23 372
Gatine Tourangelle	133 100	337	626	2 497	2 373	5 833
Bassin Savigné	16 800	132	79	531	285	1 027
Val Loire	69 800	230	136	943	911	2 220
Richelais	54 000	228	12	264	558	1 062
Ste Maure	85 900	212	71	691	1 146	2 120
Gatine Loches Montrésor	127 600	145	29	779	2 076	3 029
Champeigne	77 000	240	31	755	1 141	2 167
Plateau Mettray	18 000	92	3	325	513	933
Viti Est Tours	22 900	37	24	145	284	490
Forêt Amboise	9 600	12	7	20	97	136
Total 37	614 700	1 665	1 018	6 950	9 384	19 017
Champagne	7 100	9	126	266	172	573
Grande Sologne	225 900	1 494	1 729	1 059	309	4 591
Sologne Viticole	43 000	134	50	592	833	1 609
Vallée Cher	50 800	210	101	417	691	1 419
Vallée Loire	35 900	36	0	259	504	799
Total 41	641 100	1 883	2 006	2 593	2 509	8 991
		15 391	8 251	26 234	29 618	

Le saule est théoriquement l'essence avec le plus fort potentiel d'installation sur les quatre départements étudiés avec une bonne précision. Ceci s'explique du fait de sa grande plasticité stationnelle en particulier par rapport à la texture de surface, à l'hydromorphie et au niveau trophique du sol.

Il en ressort que les zones à bonnes potentialité de production (classe 4) pour du TTCR de saule sont également les régions à fort potentiel agronomique comme le Boischaut nord, la Gâtine tourangelle, la Champagne et la Vallée de Germigny dans le Cher. Les fonds de vallée ressortent également comme présentant un certain potentiel mais les surfaces concernées sont réduites.

Les surfaces agricoles mathématiquement disponibles pour des cultures énergétiques dans ces régions représentent tout de même 18.200 ha. Des plantations de TTCR de saule peuvent donc y être encouragées et développées avec de bonnes perspectives de rendement et sans contrarier les productions existantes.

La surface de sols moyennement contraignants est également très importante bien qu'elle soit plus éclatée. Ces sols se trouvent en Brenne et Petite Brenne, en Boischaut et Boischaut sud, à l'ouest de la Gâtine tourangelle et sur les franges sud des Solognes. La faible réserve utile en est la contrainte pédologique principale.

Les franges sud-est de la Sologne pour lesquelles les données existent et la Brenne se trouvent exclues principalement du fait de la faible réserve utile. Ce facteur peut être compensé par une pluviométrie régulière pendant la saison de végétation ou par des situations topographiques favorables (bas de pente, fonds de vallée, dépressions et cuvettes). Mais la culture de TTCR de saule aurait un potentiel de développement limité dans ces régions.

3.2.6.2 Pour le robinier

(carte en annexe X)

Région Nat/Depart	Surf R/Nat	Rob C5	Rob C1/C2	Rob C3	Rob C4	Tot
Boischaut	75 500	856	2 602	1 735	52	5 245
Champagne	299 300	1 813	2 158	1 836	332	6 139
Marche	34 200	127	612	1 003	183	1 925
Pays Fort	96 800	384	2 186	1 617	62	4 249
Sologne	112 500	1 299	4 785	1 121	6	7 211
Val Loire	25 700	55	770	454	78	1 357
Vallée Germiny	85 900	1 118	1 588	1 472	139	4 317
Total 18	729 900	5 652	14 701	9 238	852	30 443
Boischaut Nord	148 000	703	1 803	1 829	361	4 696
Brenne	147 100	1 411	3 921	1 340	208	6 880
Boischaut Sud	138 200	655	2 907	1 974	211	5 747
Pays Blancs	27 700	12	125	340	106	583
Marche Berrichonne	87 900	533	1 168	1 868	454	4 023
Champagne	139 900	245	567	523	106	1 441
Total 36	688 800	3 559	10 491	7 874	1 446	23 370
Gatine Tourangelle	133 100	341	3 348	1 783	360	5 832
Bassin Saigné	16 800	65	414	377	169	1 025
Val Loire	69 800	239	936	759	285	2 219
Richelais	54 000	214	169	419	258	1 060
Ste Maure	85 900	229	618	998	274	2 119
Gatine Loches Montrésor	127 600	207	963	1 553	307	3 030
Champeigne	77 000	306	574	974	312	2 166
Plateau Mettray	18 000	64	346	431	92	933
Viti Est Tours	22 900	45	143	249	52	489
Forêt Amboise	9 600	2	30	102	3	137
Total 37	614 700	1 712	7 541	7 645	2 112	19 010
Champagne	7 100	52	406	111	4	573
Grande Sologne	225 900	726	3 587	212	67	4 592
Sologne Viticole	43 000	97	497	748	268	1 610
Vallée Cher	50 800	151	430	734	103	1 418
Vallée Loire	35 900	25	206	449	118	798
Total 41	641 100	1 051	5 126	2 254	560	8 991
		11 974	37 859	27 011	4 970	

Du fait de sa faible tolérance vis-à-vis de l'hydromorphie, de la présence de calcaire actif et des textures lourdes, le robinier est peu ou mal adapté aux sols des départements étudiés.

Le Boischaut nord, la Champeigne tourangelle, le Richelais, la Champagne berrichonne (Indre et Cher) et le Berry du Cher offrent également pour le robinier les meilleures conditions de développement. Les conditions n'y sont certes pas optimales mais la majorité de la surface se trouve tout de même en classe 3 « moyennement contraignante ». Les sols y sont profonds reposant sur des substrats filtrants comme les calcaires. En Gâtine tourangelle, les sols de pente, développés sur des substrats du Turonien, seraient aussi favorables à l'installation de TCR et TCCR de robinier.

3.2.6.3 Les peupliers

La répartition en trois groupes de cultivars se justifie principalement du fait de leur tolérance vis-à-vis de la texture de surface et du niveau trophique. Ces différences de comportement ne se traduisent finalement que très faiblement dans les résultats en terme de surface ou de répartition géographique.

- Le groupe 1 : Peupliers à croissance juvénile forte et à croissance moyenne élevée (A4A, Dorskamp, Koster, Lambro, Lena, Soligo, Triplo, Unal)
(carte en annexe XI)

Région Nat/Depart	Surf R/Nat	P1 C5	P1 C1/C2	P1 C3	P1 C4	Tot
Boischaud	75 500	554	2 252	1 538	901	5 245
Champagne	299 300	1 554	141	1 436	1 736	4 867
Marche	34 200	286	792	768	79	1 925
Pays Fort	96 800	748	1 309	1 796	395	4 248
Sologne	112 500	3 238	2 627	888	458	7 211
Val Loire	25 700	328	557	342	129	1 356
Vallée Germiny	85 900	822	992	1 010	1 494	4 318
Total 18	729 900	7 530	8 670	7 778	5 192	29 170
Boischaud Nord	148 000	549	1 307	1 953	889	4 698
Brenne	147 100	2 279	2 869	1 222	511	6 881
Boischaud Sud	138 200	917	2 721	1 785	322	5 745
Pays Blancs	27 700	175	118	257	32	582
Marche Berrichonne	87 900	672	792	1 643	164	3 271
Champagne	139 900	381	239	342	478	1 440
Total 36	688 800	4 973	8 046	7 202	2 396	22 617
Gatine Tourangelle	133 100	322	2 979	1 892	640	5 833
Bassin Saigné	16 800	135	530	208	152	1 025
Val Loire	69 800	268	786	742	422	2 218
Richelais	54 000	256	198	272	335	1 061
Ste Maure	85 900	312	447	797	562	2 118
Gatine Loches Montrésor	127 600	187	812	1 503	526	3 028
Champeigne	77 000	317	545	737	567	2 166
Plateau Mettray	18 000	94	244	330	264	932
Viti Est Tours	22 900	41	101	232	115	489
Forêt Amboise	9 600	13	19	103	2	137
Total 37	614 700	1 945	6 661	6 816	3 585	19 007
Champagne	7 100	9	471	89	4	573
Grande Sologne	225 900	1 496	2 626	357	112	4 591
Sologne Viticole	43 000	134	696	522	257	1 609
Vallée Cher	50 800	212	367	688	151	1 418
Vallée Loire	35 900	36	244	448	71	799
Total 41	641 100	1 887	4 404	2 104	595	8 990
		16 335	27 781	23 900	11 768	

Les fonds de vallée, la frange sud-est de la Champagne berrichonne et la Vallée de Germigny apparaissent comme particulièrement favorables. Les niveaux trophiques y sont bons et l'alimentation en eau y est régulière grâce entre autres raisons, à la réserve utile. Ces régions sont déjà connues comme étant des régions populicoles et la production de bois d'œuvre de peuplier y est de qualité à condition de respecter les exigences stationnelles des clones et d'assurer un bon suivi sylvicole.

- Le groupe 2 : Peupliers croissance juvénile forte et vitesse de croissance moyenne intermédiaire (Alcinde, Brenta, Cappa, Flevo, Gaver, I214, Largo, Taro, Raspalje)
(carte en annexe XII)

Région Nat/Depart	Surf R/Nat	P2 C5	P2 C1/C2	P2 C3	P2 C4	Tot
Boischaut	75 500	554	1 672	2 113	905	5 244
Champagne	299 300	1 554	864	2 054	1 667	6 139
Marche	34 200	286	590	929	119	1 924
Pays Fort	96 800	748	786	2 349	365	4 248
Sologne	112 500	3 238	2 202	1 184	588	7 212
Val Loire	25 700	328	354	544	130	1 356
Vallée Germiny	85 900	822	708	1 293	1 495	4 318
Total 18	729 900	7 530	7 176	10 466	5 269	30 441
Boischaut Nord	148 000	549	720	2 495	932	4 696
Brenne	147 100	2 279	1 793	2 220	589	6 881
Boischaut Sud	138 200	917	1 627	2 889	315	5 748
Pays Blancois	27 700	175	96	276	35	582
Marche Berrichonne	87 900	672	1 180	394	164	2 410
Champagne	139 900	381	179	394	487	1 441
Total 36	688 800	4 973	5 595	8 668	2 522	21 758
Gatine Tourangelle	133 100	322	2 338	2 443	730	5 833
Bassin Savigné	16 800	135	484	216	191	1 026
Val Loire	69 800	268	698	742	510	2 218
Richelais	54 000	256	156	215	434	1 061
Ste Maure	85 900	312	341	848	619	2 120
Gatine Loches Montrésor	127 600	187	407	1 921	514	3 029
Champeigne	77 000	317	334	963	552	2 166
Plateau Mettray	18 000	94	86	479	273	932
Viti Est Tours	22 900	41	91	222	136	490
Forêt Amboise	9 600	13	10	112	2	137
Total 37	614 700	1 945	4 945	8 161	3 961	19 012
Champagne	7 100	9	336	224	4	573
Grande Sologne	225 900	1 496	2 398	582	115	4 591
Sologne Viticole	43 000	134	450	747	278	1 609
Vallée Cher	50 800	212	220	789	197	1 418
Vallée Loire	35 900	36	153	538	71	798
Total 41	641 100	1 887	3 557	2 880	665	8 989
		16 335	21 273	30 175	12 417	

Peu de différences apparaissent en comparaison avec le groupe 1 car de toutes les variables pédologiques seul le gradient trophique varie. Les zones géographiques sont également quasi-identiques.

- Le groupe 3 : Peuplier à vitesse de croissance faible (Blanc du Poitou, Fritzi, Ghoy, I4551, Robusta, Trichobel)
(carte en annexe XIII)

Région Nat/Depart	Surf R/Nat	P3 C5	P3 C1/C2	P3 C3	P3 C4	Tot
Boischaut	75 500	554	2 069	1 906	716	5 245
Champagne	299 300	1 554	1 137	2 464	985	6 140
Marche	34 200	286	651	976	12	1 925
Pays Fort	96 800	748	1 678	1 647	175	4 248
Sologne	112 500	3 238	2 222	1 697	55	7 212
Val Loire	25 700	328	388	612	28	1 356
Vallée Germiny	85 900	822	759	1 796	942	4 319
Total 18	729 900	7 530	8 904	11 098	2 913	30 445
Boischaut Nord	148 000	549	1 216	2 607	324	4 696
Brenne	147 100	2 279	2 268	2 088	246	6 881
Boischaut Sud	138 200	917	2 140	2 574	117	5 748
Pays Blancois	27 700	175	117	275	15	582
Marche Berrichonne	87 900	672	1 453	1 798	100	4 023
Champagne	139 900	381	198	687	176	1 442
Total 36	688 800	4 973	7 392	10 029	978	23 372
Gatine Tourangelle	133 100	322	2 857	2 270	384	5 833
Bassin Savigné	16 800	135	539	191	161	1 026
Val Loire	69 800	268	898	848	204	2 218
Richelais	54 000	256	163	397	245	1 061
Ste Maure	85 900	312	495	1 018	295	2 120
Gatine Loches Montrésor	127 600	187	745	1 919	177	3 028
Champeigne	77 000	317	439	1 150	260	2 166
Plateau Mettray	18 000	94	172	501	166	933
Viti Est Tours	22 900	41	166	262	21	490
Forêt Amboise	9 600	13	44	81	0	138
Total 37	614 700	1 945	6 518	8 637	1 913	19 013
Champagne	7 100	9	369	195	0	573
Grande Sologne	225 900	1 496	2 401	680	15	4 592
Sologne Viticole	43 000	134	452	859	164	1 609
Vallée Cher	50 800	312	285	840	81	1 518
Vallée Loire	35 900	36	243	496	24	799
Total 41	641 100	1 987	3 750	3 070	284	9 091
		16 435	26 564	32 834	6 088	

La faible tolérance de ce groupe de cultivars par rapport à la présence d'argile dans la texture de surface et à des faibles niveaux trophiques restreint la surface classée C4 (peu ou pas de contraintes).

Les régions naturelles restent identiques aux deux autres groupes.

3.2.7 Conclusions pour les trois essences dans la zone étudiée

Des trois essences, le saule présente le meilleur potentiel d'installation dans cette zone couvrant un peu plus de trois départements de la région Centre. Ces secteurs ont généralement un bon potentiel agronomique mais la disponibilité théorique en terrains cultivable reste importante. La tolérance des cultivars en cours d'étude vis à vis de certains facteurs du milieu sont susceptibles de modifier ces résultats basés sur des cultivars commercialisés.

Le robinier pourtant réputé plastique trouve finalement assez peu sa place dans le sud de la région Centre en particulier du fait de son intolérance à l'engorgement de surface. Des essais à petite échelle (inférieur à 4 ou 5ha) permettraient de préciser ses conditions optimales de croissance.

Les trois groupes de peupliers se différencient assez peu les uns des autres. Sans surprise, les régions avec les meilleures potentialités s'avèrent être les régions traditionnellement populicoles.

3.2.8 Méthodologie pour le Loiret : traduction SUDER - DONESOL

Rappel : (Extrait de : INRA, US 1106 InfoSol, Orléans, Dictionnaire de données DONESOL version 2.0.5, 24/09/2007).

3.2.8.1 Profils et horizons :

L'inventaire des sols repose principalement sur l'observation des sols sur le terrain. Cette observation s'effectue sous la forme de sondages à la tarière ou de fosses pédologiques appelées aussi profils de sol. Ces observations, dites ponctuelles, sont localisables par leurs coordonnées géographiques (longitude, latitude). Un sondage à la tarière permet de faire une description succincte du sol contrairement à la fosse pédologique qui est une coupe verticale du sol. La fosse permet alors de faire une description détaillée des horizons formant le sol, ainsi que des prélèvements d'échantillons pour la réalisation d'analyses en laboratoire. Ces observations ponctuelles permettent ainsi d'étudier la succession des horizons qui forment le sol depuis la surface jusqu'au matériau parental ou au substrat (Figure 26). Une description détaillée de ces horizons (limites, paramètres physiques, etc.), ainsi que les résultats d'analyses des échantillons prélevés dans ces horizons, vont permettre de définir les processus de formation du sol (lessivage, podzolisation, etc.), souvent utilisés ensuite pour les classer dans une nomenclature donnée.

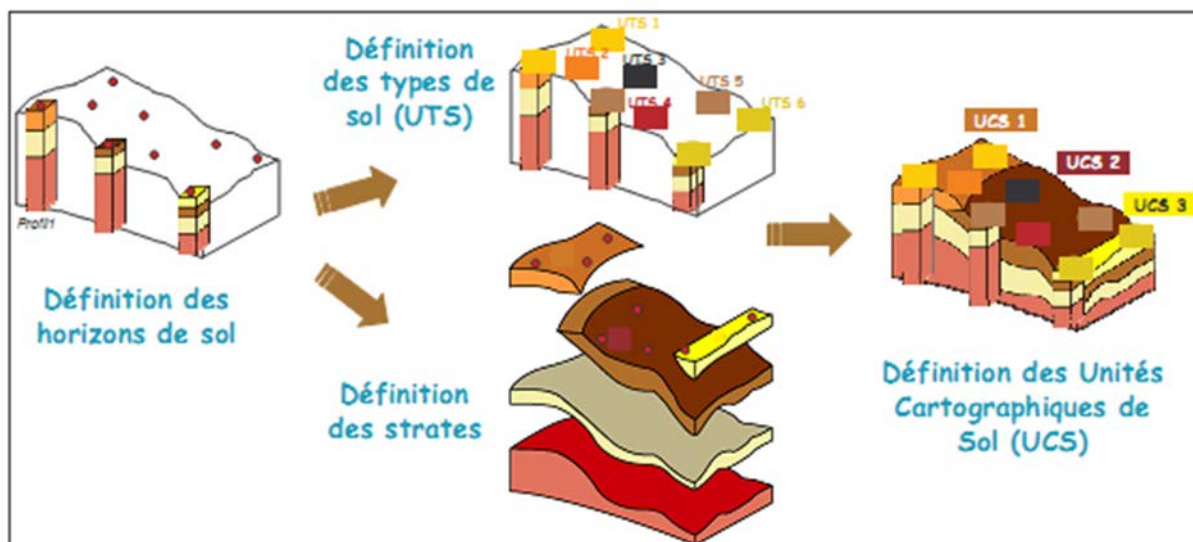


Figure 26 : Schéma des différents éléments observés et analysés lors de la réalisation d'un inventaire des sols.

3.2.8.2 Unités Typologiques de Sol et strates

L'Unité Typologique de Sol (UTS) représente une portion de la couverture pédologique qui présente les caractères diagnostiques d'une pédogenèse identique et qui présente en tout lieu de l'espace la même succession d'horizons, l'un ou l'autre de ces horizons pouvant être absent. La strate

représente, quant à elle, la variation dans l'espace d'un horizon, ou d'une couche issue d'un horizon ou d'un regroupement de plusieurs horizons (lorsque ceux-ci présentent entre eux des variations très faibles de leurs caractéristiques). Les sols observés ponctuellement par des sondages et des fosses pédologiques, mais aussi dans des talus ou des fossés, et qui présentent des caractéristiques pédologiques similaires et de même intensité sont alors considérés comme appartenant à la même Unité Typologique de Sol (Figure 26). La localisation de ces observations ponctuelles va permettre de définir l'extension spatiale de l'UTS, alors que l'analyse des caractéristiques des sols observés fournira des informations sur la variabilité des paramètres pédologiques des strates qui la composent (Figure 26). C'est la densité des observations ponctuelles qui donnera une information sur la résolution des UTS.

3.2.8.3 Unités Cartographiques de Sol

Pour réaliser une cartographie des UTS, on va chercher à délimiter la portion de la couverture pédologique correspondant à chaque UTS sous la forme de plages cartographiques (Figure 26). Selon l'échelle de restitution de cette cartographie, on pourra soit délimiter des plages cartographiques où une seule UTS est présente (pour des cartographies à grandes échelles), soit délimiter des plages cartographiques où plusieurs UTS sont présentes (pour des cartographies à moyenne ou à petite échelle). Dans le premier cas, on parle d'unités pures, et dans le second cas, d'unités complexes.

La couverture pédologique étant constituée de types de sol distribués dans l'espace de manière organisée selon les facteurs de la pédogenèse, lorsque l'on ne peut délimiter d'unités pures, on délimitera des portions de la couverture pédologique où les facteurs de la pédogenèse sont homogènes (morphologie, lithologie, climat et dans certains cas occupation du sol) et appelées pédopaysages. Ces pédopaysages ainsi délimités sont appelés Unités Cartographiques de Sol (UCS). Dans le cas d'unités pures, l'UCS n'est constituée que d'une seule UTS. Dans le cas d'unités complexes, l'UCS est constituée de plusieurs UTS dont il faut alors décrire le mode d'organisation spatiale (chaîne, séquence, juxtaposition de sols) ainsi que le pourcentage de surface relatif de chacune des UTS au sein de l'UCS.

3.2.8.4 Relation entre objets et lien avec la base de données géographique

- les Unités Cartographiques de Sol (UCS) déterminées lors de l'étude : définies par une ou plusieurs plages cartographiques et les Unités Typologiques de Sol qui la constituent;
- les Unités Typologiques de Sol (UTS) déterminées lors de l'étude : définies par leur appartenance à une Unité Cartographique de Sol, par la succession de leurs strates et par la liste des profils utilisés pour les caractériser ;
- les strates déterminées lors de l'étude : définies par leur appartenance à une Unité Typologique de Sol ;

La Base de données DoneSol RRP (Référentiel Régional Pédologique) du Loiret contient 98 UCS (dont 3 UCS représentant les espaces urbains, plans d'eau et cours d'eau) - 291 UTS - 904 STRATES (dont 98 de substrat). Certaines requêtes ont nécessité des corrections manuelles (à dire

d'expert) ou des calculs supplémentaires car certains champs de la base contiennent des enregistrements "vides" (non renseignés) ou des noms de sols complexes à affiner.

La notation de chaque caractéristique pédologique est la même que celle utilisée pour les calculs des algorithmes à partir de la Base STUDER sur les départements du 18, 36, 37, et 41.

Toutes les UTS (291) ont été caractérisées avec les critères retenus pour la méthode exploitant la base de données STUDER moyennant quelques adaptations ou corrections :

- Texture du 1er horizon :

Il manquait 2 strates car la "texture aisne" n'a pas été renseignée dans la base de donnée. Une correction à la main suivie de la création d'une nouvelle table "TEXTURE_SURFACE" avec l'ajout des textures des strates manquantes (déterminées à partir de la description de l'UTS) a permis d'aboutir.

Résultat : toutes les UTS (291) ont une note (de 0 à 20) d'influence de la texture de surface sur les différentes essences.

- Hydromorphie :

Cet algorithme est appliqué à partir de la Table U_SOL où sont renseignés les paramètres des UTS suivants :

- APPAR_G : profondeur moyenne d'apparition de l'horizon rédoxique, correspondant au paramètre "g" de la base STUDER
- APPAR_GO : profondeur moyenne d'apparition de l'horizon réductique temporaire
- APPAR_GR : profondeur moyenne d'apparition de l'horizon réductique permanent
- APPAR_GO et APPAR_GR correspondent au paramètre "G" de la base STUDER

Lorsque ces champs ne sont pas renseignés (vide = "est Null"), l'UTS est non hydromorphe ("sain") ; sauf cas des HISTOSOLS (Tourbe), sols engorgés de façon permanente (où les enregistrements APPAR_G, APPAR_GO et APPAR_GR sont vides), une exception dans la requête a donc été mise en place.

Extraction des paramètres APPAR_G, APPAR_GO et APPAR_GR, ainsi que DRAI_NAT (drainage naturel de l'UTS) par UTS : Requête Drai_Nat

Résultat : toutes les UTS (291) ont une note (de 0 à 20) d'influence potentielle de l'hydromorphie sur les différentes essences.

- RU potentielle sur 100 cm :

Au préalable de cet algorithme, il a été nécessaire de créer une Table de facteur textural de RU. Cette Table regroupe un facteur textural (appelé TE) pour les horizons de surface et pour les horizons sous-jacents. Les facteurs texturaux sont issus de Jamagne-Bruand adapté au département du Loiret à dire d'expert (Verbèque-Nédélec, 2011).

1- Création de la Table TEXTURE_RU_TE (facteur RU textural)

2- Requête d'extraction des paramètres nécessaires au calcul de RU au niveau des strates :

L'algorithme est appliqué à partir de la Table AFFECT_STRATE_U_SOL + STRATE (d'où il est nécessaire d'extraire les données : EPAIS_MOY, TEXTURE = Requête "Texture UTS")

3- Requête TE_STRATES pour l'application du TE par texture sur chaque strate ("TE surface" : TE_L; "TE sous la surface" TE_SS_L)

4- Requêtes (intermédiaires) de correction d'épaisseur des Strates limitant le sol (UTS) à 100cm.

Requête Texture STRATES UTS, Texture STRATES UTS 2

Les épaisseurs des strates en profondeur ont été modifiées manuellement (sous tableur Excel) afin que les UTS > à 100 cm (somme EPAIS_MOY de chaque STRATE intra-UTS) soient limitées à 100cm.

5 – Création d'une nouvelle Table EPAIS STRATES UTS (issues de la correction des épaisseurs, cf 4).

6 – Requête de liaison des différents paramètres nécessaires (EG, TE, EPAIS) entre les Tables et requêtes : EPAIS STRATES UTS + EG_UTS + TE_STRATES = Requête TEXTURE EG UTS 2

7 – Requête de calcul de RU pour chaque STRATE (calcul Jamagne-INRA)

8 – Requête de calcul de RU pour chaque UTS :

9 – Requête de classification des RU des UTS : 4 classes

10 – Requête pour l'application des points de RU par essence d'arbre

Résultat : toutes les UTS (291) ont une note (de 0 à 40) d'influence potentielle de la RU sur les différentes essences.

- Disponibilité CaCO₃ :

Le calcul de cet algorithme s'effectue au niveau des strates, où on a la différence entre calcaire dur et calcaire tendre.

Contrairement à la Base STUDER, les données sur le substrat de la Base de données DoneSol du Loiret ne sont pas aussi variées (champ: NOM_STRATE de la Table AFFECT_STRATE_U_SOL).

- Calcaire tendre (C, M, M', KM, ML, F) Studer = Calcaire tendre (M, Mm, Mcr) DoneSol
- Calcaire dur (QC, E, K) Studer = Calcaire dur (Rca) DoneSol

Le champ "CALCAIRE TOTAL" n'est pas exploitable sur l'ensemble de la base de données, d'où l'utilisation du champ NOM_STRATE (RP).

Il existe des variantes telles que "Mcr ou Rca" ou "C ou Mm", dans ces cas il a été pris en compte le caractère "calcaire tendre" de ces strates.

Lors de la requête pour l'application des points de Disponibilité du CaCO₃ par strates (toutes les STRATES), par essence d'arbre, quelques conflits ont été corrigés, par des exceptions au sein de la requête.

Résultat : toutes les UTS (291) ont une note (0 ou 1) de disponibilité du CaCO₃ pour les différentes essences.

- Niveau Trophique :

Cet algorithme détermine le niveau trophique (pH, CEC et cations échangeables) résultant d'un autre algorithme existant et utilisé dans l'approche du potentiel agronomique (Studer, 1982). Il est appliqué au niveau des UTS sur la Table U_SOL (DoneSol) où sont extraits les noms RRP de sol, la nature du substrat et matériaux parentaux.

- Profondeur du sol prospectable :

C'est la profondeur de sol prospectable par les racines, relevés en principe dans le premier mètre de sol. L'algorithme employé ici résulte également de celui existant et utilisé dans l'approche du potentiel agronomique (Studer, 1982).

Pour l'application de cet algorithme, plusieurs requêtes ont été nécessaires.

1- Requête de détermination de la présence d'un plancher "imperméable" en fonction de la texture et la profondeur. Aucun encroûtement n'a été décrit dans les UTS du Loiret (après vérification dans la base de données).

2- Requête de la détermination de la présence d'un plancher "discontinu" traduit notamment par la présence d'un horizon "BT" (horizon d'accumulation des argiles) dans les sols lessivés

Les résultats de ces requêtes sont ensuite regroupés dans une requête faisant appel aux UTS dans lesquels il y a absence de plancher. Cela fait l'objet d'une nouvelle requête prenant en compte l'ensemble des UTS (avec ou sans plancher continu ou discontinu). Pour certaines UTS, les résultats sont à dire d'expert, en fonction du type de sol, du substrat et matériau parental et de leur profondeur d'apparition. Quelques conflits ont été corrigés à dire d'expert, par des exceptions au sein de la requête.

3- Requête d'application des points par essence d'arbre, ex le Saule.

3.2.9 Obtention des résultats pour le département du Loiret

Le résultat final correspond à la somme des notes déterminées pour chaque caractéristique pédologique (Texture de la 1^{ère} strate, hydromorphie, niveau trophique, profondeur de sol prospectable, réserve utile, disponibilité en CaCO₃) à l'échelle de l'UTS et par essence d'arbre. Comme dans le cas de l'analyse à partir de la base de données Studer, cela aboutit à une note synthétique (Tableau 43).

A l'instar de la méthodologie employée sur la base de données "STUDER" (Tableau 42) sur les autres départements, la note 0 est une note éliminatoire, c'est à dire que la culture de l'essence concernée n'est pas considérée comme possible dans cette configuration pédologique. Par exemple la présence d'hydromorphie dès la surface pour le Robinier ou la présence d'une dalle de calcaire dur inférieure ou égale à 40cm de profondeur pour les trois groupes de peupliers.

Lorsque la variable est sans influence, la note de 1 était attribuée.

La note maximale de sols pour une essence est 100. Plus la note est faible plus le type de sol est contraignant et inversement plus la note est forte plus le type de sol est favorable à la culture de l'essence.

Une requête de synthèse est ensuite formulée pour obtenir la note finale de chaque UTS pour chaque essence.

Cette note finale est enfin classée en fonction des valeurs du Tableau 43 vu plus haut.

3.2.9.1 Résultats surfaciques des UTS par UCS pour chacune des régions naturelles :

La classe de contrainte obtenue par UTS (soit 291 UTS), et pour chaque essence, est appliquée aux surfaces définies à chaque UTS par UCS. Pour rappel, une UTS peut appartenir à plusieurs UCS (soit 388 UTS au total pour 95 UCS). Enfin, les UCS (pédopaysages) étant regroupées par Petites Régions Naturelles (PRN, Figure 27), le résultat final est la surface par classe de contrainte (Tableau 42) et par PRN.

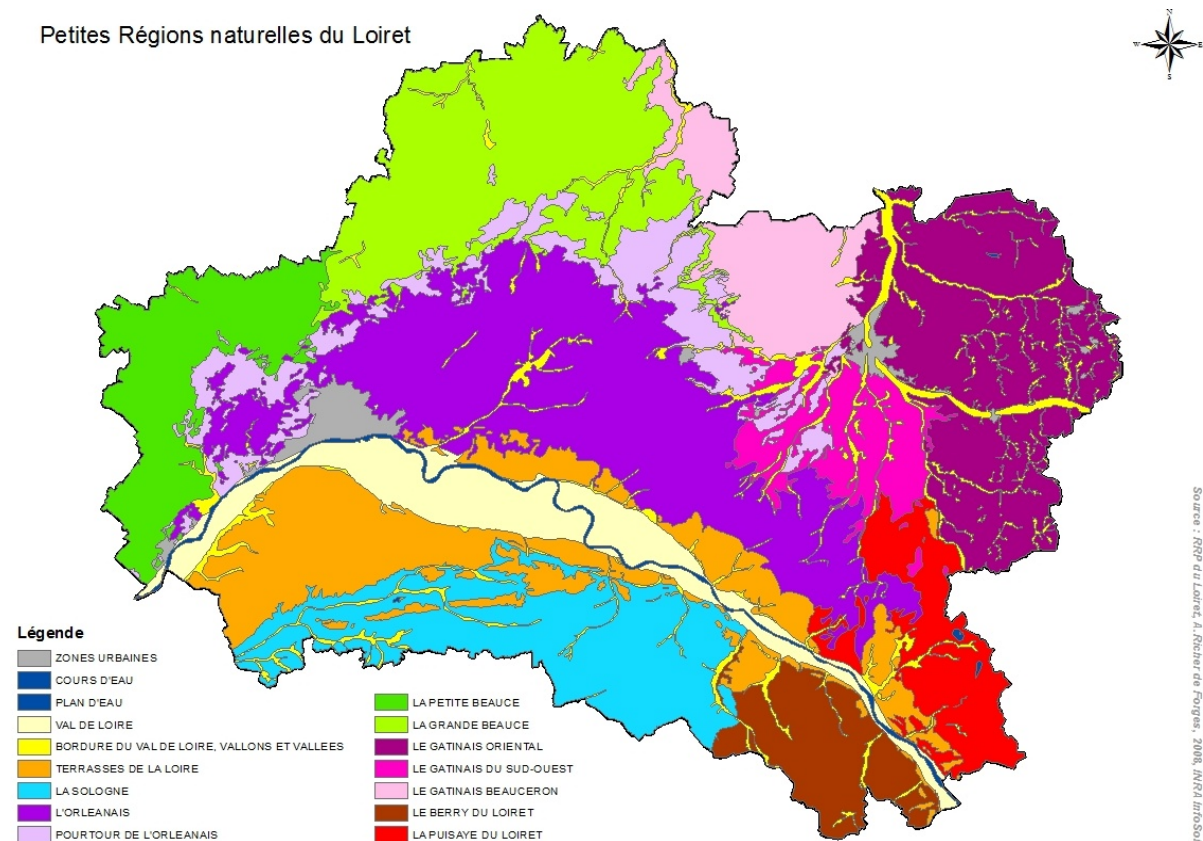


Figure 27 : Carte des Petites Régions Naturelles du Loiret (RRP 2008)

La surface départementale disponible est de 27.088 ha (à rapprocher des 27.100 ha résultant de l'analyse régionale), répartie sur les 13 petites régions naturelles. Comme pour le traitement des autres départements de la région Centre, chaque îlot retenu a été affecté à l'une des régions naturelles, permettant une analyse spatiale fine des résultats surfaciques de la disponibilité territoriale.

Région Nat/Départ	Surf R/Nat	45	% R Nat
Val de Loire	38 887	1 616	4,2
Bordure du Val de Loire, les vallons et les vallées	31 874	1 452	4,6
Terrasses de la Loire	69 379	6 144	8,9
La Sologne	57 325	6 005	10,5
L'Orléanais	118 940	5 337	4,5
Le Pourtour de l'Orléanais	37 906	434	1,1
La Petite Beauce	42 828	267	0,6
La Grande Beauce	80 803	259	0,3
Le Gâtinais Beauceron	33 775	204	0,6
Le Gâtinais du Sud Ouest	25 056	1 144	4,6
Le Gâtinais oriental	76 053	1 100	1,4
La Puisaye du Loiret	28 529	1 629	5,7
Le Berry du Loiret	25 670	1 497	5,8
Total 45	667 025	27 088	4,1
Villes, plan d'eau, cours d'eau	14 318		0
Total 45	681 343	27 088	4,0

3.2.9.2 Résultats des potentialités pédologiques pour le saule :

Région Nat/Départ	Surf R/Nat	Saule C5	Saule C1/C2	Saule C3	Saule C4	Total
Val de Loire	38 887	406	0	841	369	1 616
Bordure du Val de Loire, les vallons et les vallées	31 874	344	68	743	297	1 452
Terrasses de la Loire	69 379	667	173	3 566	1 738	6 144
La Sologne	57 325	401	836	4 602	167	6 005
L'Orléanais	118 940	7	215	4 564	551	5 337
Le Pourtour de l'Orléanais	37 906	31	153	152	99	434
La Petite Beauce	42 828	70	0	2	195	267
La Grande Beauce	80 803	55	0	0	203	259
Le Gâtinais Beauceron	33 775	18	0	100	86	204
Le Gâtinais du Sud Ouest	25 056	337	33	319	454	1 144
Le Gâtinais oriental	76 053	14	6	104	976	1 100
La Puisaye du Loiret	28 529	101	0	727	801	1 629
Le Berry du Loiret	25 670	38	0	51	1 409	1 497
Total 45	667 025	2 489	1 485	15 769	7 345	27 088

Avec 86% de la surface et 5.304 ha classés moyennement à pas contraignant, la région des Terrasses de Loire offre les meilleures potentialités d'installation du saule. Si comme en Sologne du Loiret, la dominante texturale reste sableuse et sablo-limoneuse, les sols sont généralement mieux drainés, avec un niveau trophique plus élevé, plus profonds et avec une meilleure réserve utile qu'en

Sologne. Cette région présente une des plus fortes disponibilités en terrains car elle est marquée depuis plusieurs décennies par une déprise agricole (cultures, élevage et arboriculture).

Les sols du Gâtinais oriental et le Berry du Loiret se caractérisent par un matériau parental d'argiles à silex et la présence de dépôts limoneux. Ce type de substrat dispose en principe d'un bon niveau trophique et d'une bonne réserve utile sur le premier mètre. Le saule supportant l'engorgement temporaire même proche de la surface serait donc adapté à ces trois régions naturelles.

La Sologne et l'Orléanais restent des régions avec des contraintes moyennes (Classe 3 très dominante) pour la production de TTCR de saule. La faible réserve utile de ces sols à dominante sableuse et leur niveau trophique moyen à faible, conditionnent fortement la productivité. La profondeur d'apparition de l'argile sera un facteur déterminant en terme de productivité. Avec les Terrasses de Loire, ce sont les trois régions naturelles disposant de la plus forte disponibilité en surfaces convertibles aux cultures énergétiques.

3.2.9.3 Résultats des potentialités pédologiques pour le robinier :

Région Nat/Départ	Surf R/Nat	Rob C5	Rob C1/C2	Rob C3	Rob C4	Total
Val de Loire	38 887	90	453	1 073	0	1 616
Bordure du Val de Loire, les vallons et les vallées	31 874	838	150	391	73	1 452
Terrasses de la Loire	69 379	3 655	1 028	1 461	0	6 144
La Sologne	57 325	2 293	3 366	346	0	6 005
L'Orléanais	118 940	4 122	1 124	92	0	5 337
Le Pourtour de l'Orléanais	37 906	393	0	41	0	434
La Petite Beauce	42 828	71	0	3	193	267
La Grande Beauce	80 803	55	12	0	191	259
Le Gâtinais Beauceron	33 775	49	30	89	36	204
Le Gâtinais du Sud Ouest	25 056	538	238	314	53	1 144
Le Gâtinais oriental	76 053	384	169	536	11	1 100
La Puisaye du Loiret	28 529	1 128	251	250	0	1 629
Le Berry du Loiret	25 670	1 439	59	0	0	1 497
Total 45	667 025	15 054	6 880	4 597	557	27 088

Avec seulement 557 ha en classes de sols peu ou pas contraignant, soit 2% de la surface, cette essence semble peu adaptée au Loiret. L'engorgement de surface, la faible réserve utile ainsi que la dominante argileuse en surface sont des facteurs pénalisant une production optimale dans le département.

Comme pour le saule, les Terrasses de Loire présentent néanmoins un certain potentiel d'installation à condition que localement, l'engorgement hivernal et la profondeur prospectable par les racines se situent au-delà de 60cm de profondeur.

3.2.9.4 Résultats des potentialités pédologiques pour les peupliers :

- Le groupe 1 : Peupliers à croissance juvénile forte et à croissance moyenne élevée (A4A, Dorskamp, Koster, Lambro, Lena, Soligo, Triplo, Unal)

Région Nat/Départ	Surf R/Nat	P1 C5	P1 C1/C2	P1 C3	P1 C4	Tot
Val de Loire	38 887	406	990	220	0	1 616
Bordure du Val de Loire, les vallons et les vallées	31 874	412	554	261	225	1 452
Terrasses de la Loire	69 379	667	3 679	1 749	49	6 144
La Sologne	57 325	401	4 602	1 002	0	6 005
L'Orléanais	118 940	157	2 983	1 930	267	5 337
Le Pourtour de l'Orléanais	37 906	119	14	274	27	434
La Petite Beauce	42 828	70	0	2	195	267
La Grande Beauce	80 803	55	0	12	191	259
Le Gâtinais Beauceron	33 775	44	10	127	23	204
Le Gâtinais du Sud Ouest	25 056	655	151	269	68	1 144
Le Gâtinais oriental	76 053	14	74	467	546	1 100
La Puisaye du Loiret	28 529	104	445	611	470	1 629
Le Berry du Loiret	25 670	38	59	0	1 401	1 497
Total 45	667 025	3 144	13 560	6 922	3 463	27 088

- Le groupe 2 : Peupliers croissance juvénile forte et vitesse de croissance moyenne intermédiaire (Alcinde, Brenta, Cappa, Flevo, Gaver, I214, Largo, Taro, Raspalje)

Région Nat/Départ	Surf R/Nat	P2 C5	P2 C1/C2	P2 C3	P2 C4	Tot
Val de Loire	38 887	406	990	220	0	1 616
Bordure du Val de Loire, les vallons et les vallées	31 874	412	554	145	341	1 452
Terrasses de la Loire	69 379	667	4 524	904	49	6 144
La Sologne	57 325	401	4 582	1 022	0	6 005
L'Orléanais	118 940	157	2 607	2 306	267	5 337
Le Pourtour de l'Orléanais	37 906	119	0	290	25	434
La Petite Beauce	42 828	70	0	2	195	267
La Grande Beauce	80 803	55	0	12	191	259
Le Gâtinais Beauceron	33 775	44	10	127	23	204
Le Gâtinais du Sud Ouest	25 056	655	151	269	68	1 144
Le Gâtinais oriental	76 053	14	105	813	169	1 100
La Puisaye du Loiret	28 529	104	445	718	362	1 629
Le Berry du Loiret	25 670	38	59	699	702	1 497
Total 45	667 025	3 144	14 026	7 526	2 393	27 088

Pour les groupes de cultivars 1 et 2, le Berry du Loiret offre les meilleures potentialités. La présence d'argile dans la texture de surface, la tolérance vis à vis des gleys et les bons niveaux trophiques sont une combinaison de facteurs favorables à ces cultivars qui doivent néanmoins être privilégiés en fond de vallon ou en bas de pente afin de limiter les risques de rupture en alimentation hydrique.

La Bordure du Val de Loire, les vallons et les vallées du Gâtinais oriental et de la Puisaye du Loiret offrent de bonnes potentialités pour les cultivars du groupe 2. Les cultivars du groupe 1 y sont

majoritairement positionnés en classe 3. Dans ces régions la populiculture traditionnelle est historiquement bien implantée et en principe rentable avec ces cultivars.

Bien qu'en classe 3 les surfaces potentiellement cultivables soient importantes, les exigences liées à la fertilité, à l'absence d'hydromorphie font que ces cultivars ne sont pas à recommander sur la partie haute des Terrasses de Loire, en Sologne, dans l'Orléanais. Dans le Gâtinais oriental, le Gâtinais du sud ouest ainsi qu'en Puisaye, à l'exception de situations particulières, la populiculture est à proscrire en dehors des vallées et fond de vallon.

- Le groupe 3 : Peuplier à vitesse de croissance faible (Blanc du Poitou, Fritzi, Ghoy, I4551, Robusta, Trichobel)

Région Nat/Départ	Surf R/Nat	P3 C5	P3 C1/C2	P3 C3	P3 C4	Tot
Val de Loire	38 887	406	990	220	0	1 616
Bordure du Val de Loire, les vallons et les vallées	31 874	412	554	370	116	1 452
Terrasses de la Loire	69 379	667	4 524	953	0	6 144
La Sologne	57 325	401	5 516	87	0	6 005
L'Orléanais	118 940	157	3 200	1 912	68	5 337
Le Pourtour de l'Orléanais	37 906	119	122	167	25	434
La Petite Beauce	42 828	70	0	168	29	267
La Grande Beauce	80 803	55	12	153	39	259
Le Gâtinais Beauceron	33 775	44	23	114	23	204
Le Gâtinais du Sud Ouest	25 056	655	175	269	45	1 144
Le Gâtinais oriental	76 053	14	113	966	7	1 100
La Puisaye du Loiret	28 529	104	575	686	264	1 629
Le Berry du Loiret	25 670	38	59	1 137	263	1 497
Total 45	667 025	3 144	15 864	7 203	877	27 088

Comme dans les autres départements, ce groupe de cultivars apparaît comme plus exigeant. Malgré tout, les mêmes précisions liées à la topographie s'appliquent pour les peupliers à vitesse de croissance faible. En dehors des régions traditionnellement popuicoles, il paraît prudent de déconseiller l'implantation de TTCR de peuplier.

3.2.10 Conclusions pour le Loiret :

Les Terrasses de Loire présentent les meilleures potentialités d'installation de TTCR pour le saule et le robinier (dans certaines conditions pédologiques précises). Cette région offre 6.144 ha de terres agricoles pouvant être converties.

Le potentiel agronomique de la Sologne et l'Orléanais, autres régions avec une forte disponibilité, reste faible même pour des essences aussi plastiques que le saule et le robinier. Néanmoins, une étude pédologique des parcelles susceptibles d'être concernées permettra de retenir une certaine proportion de la surface pour la plantation de TTCR.

Les peupliers seraient à planter dans le Val de Loire et les vallées en évitant les gleys de plateau qui sont notés comme favorable dans cette étude mais qui dans le cas du Loiret n'offre pas un régime hydrique adéquat.

3.2.11 Limites de l'étude pour le Loiret

La base de données initiale a nécessité plusieurs corrections manuelles en particulier concernant le critère profondeur de sol et la correspondance de dénominations de sols. Quelques critères non renseignés dans la base ont également fait l'objet de compléments pour une analyse complète. Cette opération faite à minima pour le déroulement de l'analyse des données n'a pas été l'objet d'interprétations techniques.

Pour quelques types de sols, certaines données ont été adaptées à dire d'expert notamment les critères "niveau trophique" et "profondeur de sol". Les hypothèses émises ne paraissent pas contestables pour une interprétation à l'échelle régionale.

L'échelle de précision est de 1/250.000ème, ce qui est assez faible. Cela expliquerait les résultats très peu nuancés pour le robinier et les peupliers. Les chiffres doivent donc être interprétés avec prudence.

Bien qu'hétérogène sur l'ensemble du département, la densité de sondages pédologiques varie pour le Loiret de 1 point pour 10 à 15 ha quel que soit la nature de l'usage (agricole ou forestière). La précision des résultats n'est donc pas influencée par le mode d'exploitation du terrain.

3.2.12 Les limites de l'étude des surfaces agricoles adaptées aux TTCR et TCR de saule, robinier et trois groupes de peupliers

Cette étude comporte de nombreuses limites en particulier liées au développement de l'amélioration génétique sur les essences destinées à la production énergétique comme vu plus haut.

Une autre limite importante est l'absence de prise en compte des facteurs climatiques. Notre région connaît un déficit pluviométrique estival quasi systématique associé parfois à des épisodes de sécheresse en avril. Ce sont des contraintes fortes pour la production de biomasse. La caractérisation précise de ces épisodes (période, intensité, durée, fréquence) serait un atout majeur pour déterminer les potentiels de production de cultures énergétiques dans notre région. Nous savons aujourd'hui que toutes les essences ne tolèrent pas ces sécheresses de la même façon.

Un déficit pluviométrique peut être compensé par la nature du sol mais souvent que partiellement. De même, la position topographique serait une variable à ajouter aux analyses de données. Une position en bas de pente ou en fond de vallon contribue à compenser un déficit hydrique.

Le manque de connaissances sur le système racinaire des végétaux, en général mais en TTCR en particulier est également une lacune. Dans bien des situations, les systèmes racinaires ne prospecteront pas que le premier mètre de sol. L'alimentation en eau en sera influencée et si l'indication RU permet d'indiquer surtout un risque à l'installation, elle peut s'avérer plus discutable une fois que la culture est bien installée.

3.3 Synthèse et conclusions

L'étude ne prend pas en considération les limites économiques. Aujourd'hui la difficulté de commercialisation du bois d'œuvre et la morosité du marché du peuplier est déjà un frein au renouvellement des peupleraies existantes. Convaincre des propriétaires de parcelles adaptées à la production énergétique à la rentabilité aujourd'hui encore plus incertaine sera un défi certainement encore plus grand. Seul le développement de cultivars spécifiquement élaborés à des fins énergétiques peu modifier cet équilibre dans un avenir proche. Bien entendu, les houppiers pourraient être utilisés à des fins énergétiques.

Cependant les rotations courtes (entre 5 et 8 ans) sont encore méconnues et demandent aux acteurs de la filière de créer des parcelles test afin de déterminer plus précisément les méthodes de conduites, les coûts de revient, le protocole de production à suivre et surtout les freins et les leviers (économiques, techniques et sociétaux) de ces techniques sylvicoles et agricoles remédiantes.

4 EVALUATION DES DONNEES DISPONIBLES ET MANQUANTES

Céline Gerstch (INRA Orléans)

L'épandage d'effluents sur des TCR et TCCR peut être envisagé selon 2 axes correspondant à 2 objectifs :

1. Un objectif de production : les épandages apportent des éléments fertilisants et/ou de l'eau aux arbres. Dans ce cas le choix de l'effluent et la dose appliquée seront calculés en fonction des besoins de la plante, afin d'obtenir un rendement optimal.
2. Un objectif d'épuration : dans ce cas le but est de traiter des effluents contenant des contaminants en utilisant les plantes pour les prélever, les dégrader ou les fixer. Dans cette logique la production de biomasse n'est plus le but principal de la plantation mais devient un avantage supplémentaire

Les informations trouvées dans la littérature scientifique est technique sont inégales entre ces deux objectifs et à l'intérieur de chacun d'eux. Les Tableau 44 et Tableau 45 montrent ces disparités, faisant ressortir les domaines très étudiés (+++ et ++) et ceux pour lesquels les informations sont plus rares (+ et -) voire inexistantes (- -).

4.1 Objectif 1 : Production

Espèces	Autécologie générale (Climat, sol, ...)	Rendements / Productivité en TCr ou TCCR	Fertilisation		Besoin en eau / Irrigation / Résistance à la sécheresse ou à l'hydromorphie
			N-P-K	Oligoéléments	
Saule	++	+++	++	++	++
Peuplier	++	++	++	++	+++
Robinier faux-acacia	+	-	-	-	-
Eucalyptus	+	+	-	-	+
Aulne et autres espèces	-	--	--	--	--

+++ : plus de 10 références, ++ : entre 6 et 10 références, + : entre 3 et 5 références, - : une ou 2 références, - - : aucune référence

Tableau 44 : Evaluation des données disponibles et manquantes sur la production de biomasse à partir de TCR et TCCR.

La production de biomasse à partir d'espèces des genres *Salix* et *Populus* a été souvent étudiée. Les articles scientifiques sur le sujet s'intéressent principalement au choix du génotype et de l'itinéraire technique. Cependant, les connaissances sur les exigences des différentes espèces végétales utilisées en TCR ou TCCR restent limitées. Le choix du site le mieux adapté à une espèce ou,

inversement, le choix l'espèce la mieux adaptée à un site de plantation est basé sur des connaissances souvent empiriques.

De la même manière, l'effet de la fertilisation a été étudié par différents auteurs sur des sites ayant des caractéristiques variées. Des recommandations ont été faites en fonction de ces résultats mais il ne semble pas exister de modèles permettant d'adapter précisément la fertilisation à un génotype, un climat et un sol donné.

Les nombreux résultats de rendements pour ces espèces sont très divers et très peu ont été obtenus sur de grandes plantations commerciales ou dans des conditions proches des conditions d'exploitation commerciale. Etre en mesure de prédire la production de biomasse pour un site en particulier est important puisque les facteurs de site (climat, sol, topographie) peuvent avoir des effets importants sur la croissance et le développement des cultures. Des modèles basés sur des processus physiologiques pourraient être en mesure d'affiner l'analyse des effets de la sécheresse ou de la texture du sol sur la productivité d'une plantation par exemple.

Les espèces telles que le robinier faux-acacia et les eucalyptus ont été beaucoup moins étudiées que les saules et les peupliers. Les résultats de rendements et les données sur les besoins de ces espèces en fertilisation ou irrigation sont limités à quelques références. Les aulnes et autres espèces ne sont quasiment pas étudiés. Les particularités de *Robinia pseudoacacia* citées par certains auteurs (fixation de l'azote atmosphérique, adaptation aux contritions de site difficile) pourraient justifier qu'on s'y intéresse de plus près, notamment en ce qui concerne la valorisation des sites marginaux.

Les études liées à l'eau peuvent être utiles sur les questions de changement climatique : les arbres survivent et s'adaptent généralement mieux que les grandes cultures dans des conditions de sécheresse. La tolérance des eucalyptus au stress hydrique pourrait donc avoir un intérêt croissant dans le futur pour adapter les plantations énergétiques au changement climatique. De plus, les travaux sur les effets des TCR et TTCR sur l'eau pourraient être extrapolés à plus grande échelle afin d'estimer les effets potentiels d'une introduction de grandes surfaces de TCR ou TTCR dans une zone agricole.

4.2 Objectif 2 : épuration

Espèces	Efficience d'utilisation de l'eau (production / quantité d'eau prélevée)	Mécanismes physiologiques de phytoremédiation	Effluents					
			industriels	eaux usées municipales	boues d'épuration	agricoles	lixiviats de décharges	cendres
Saule	+	-	-	++	++	++	-	-
Peuplier	+	-	--	+	+	--	+	--
Robinier faux acacia	-	--	--	+	--	--	--	--
Eucalyptus	+	--	+	+	--	+	--	--
Aulne et autres espèces	-	--	--	--	--	--	--	--

Espèces	ETM			CTO	Autres contaminants
	Cd - Zn - Cu - Ni - Pb	Cr - Fe - Mn - Al	As - Co - Hg - B - Cs		
Saule	++	+	-	-	--
Peuplier	+	+	+	-	--
Robinier faux acacia	-	--	--	--	--
Eucalyptus	-	--	--	-	--
Aulne et autres espèces	-	--	--	--	--

+++ : plus de 10 références, ++ : entre 6 et 10 références, + : entre 3 et 5 références, - : une ou 2 références, -- : aucune référence

Tableau 45 : Evaluation des données disponibles et manquantes sur l'épuration d'effluents à partir de TCR et TTCR.

L'efficacité d'utilisation de l'eau est étudiée principalement pour les espèces des genres *Salix* et *Populus*. Les recherches visent généralement à identifier les génotypes les moins consommateurs d'eau. Cependant dans le cas de l'épuration d'effluents liquides, l'inverse pourrait être recherché afin de limiter les risques de lessivages et d'engorgement liés à l'épandage de grande quantité d'eau sur les plantations. Des études dans ce sens pourraient être menées et les caractères liés à la phytoremédiation pourraient être pris en compte dans les programmes d'amélioration génétique.

De nombreuses lacunes dans les connaissances en chimie du sol, en physiologie microbienne et en physiologie végétale doivent être comblées avant que la phytoremédiation puisse devenir une technologie commerciale. Par exemple, une meilleure compréhension des interactions qui ont lieu dans la rhizosphère serait importante pour le succès de la phytoextraction. L'identification des exsudats racinaires spécifiques associés à la solubilisation des métaux dans les sols ou à la dégradation de contaminants organiques ou de microorganismes pathogènes pourrait permettre la mise au point de techniques pour améliorer l'épuration des effluents ou des sols. Une compréhension complète de la tolérance des plantes aux métaux sera essentielle pour élaborer des stratégies visant à améliorer la capacité d'accumulation de métaux par les plantes. Dans le cas de la phytoextraction assistée chimiquement, la dynamique des chélates dans la rhizosphère doit être examinée, afin d'éviter les risques associés à la faible dégradabilité des chélateurs de synthèse ou pour optimiser l'utilisation des composés chélatants biodégradables.

Les effets des techniques agronomiques utilisées en TCR et TTCR à des fins d'épuration et les pratiques visant à réduire au minimum la propagation de métaux dans le milieu naturel et dans la chaîne alimentaire tels que les date et fréquence d'apport d'effluents, la fertilisation et l'irrigation nécessitent un examen plus détaillé. L'utilisation d'effluents liquides pour l'irrigation peut être bénéfique de par leurs apports d'éléments nutritifs et d'eau. Toutefois, les impacts à long terme de cette pratique doivent être évalués. Des études ont montré des effets positifs sur la production de biomasse mais également des effets négatifs sur la plantation (engorgement, nécrose des feuilles, ...) et sur le milieu naturel (contamination de l'eau, du sol,...).

4.3 Couplage entre production et phytoépuration

Dans la perspective de conjuguer production de biomasse et phytoépuration, il pourrait être intéressant de mettre en place des expérimentations ou des sites ateliers destinés à évaluer plus précisément l'intérêt des cultures à courte rotation dans ce double objectif. Les expérimentations devraient inclure simultanément différents volets : productions, phytoépuration, économie, sociologie, etc. L'évaluation des surface adaptées et disponibles en région centre présentée dans ce document pourrait servir de base à la mise en place d'un réseau expérimental prenant en compte l'espèce/génotype, la nature des sites, le tissu industriel et social susceptible de produire et/ou utiliser la biomasse et/ou les effluents dans cette région. La méthode pourrait ensuite être utilisée dans d'autres régions. Ce réseau de sites ateliers permettrait, entre autre, de valider expérimentalement les modèles utilisés pour la cartographie des zones adaptées aux cultures à courte rotation.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abrahamson LP, Volk TA, Kopp RF, White EH, Ballard JL. Willow Biomass Producer's Handbook. Syracuse State University of New York, College of Environmental Science and Forestry (2002):31.
- Adegbidi HG, Briggs RD, Volk TA, White EH, Abrahamson LP. Effect of organic amendments and slow-release nitrogen fertilizer on willow biomass production and soil chemical characteristics. *Biomass & Bioenergy* (2003) 25:389-398.
- ADEME. Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. Dossier documentaire (2000) <http://www.ademe.fr/partenaires/Boues/default.htm> (accessed 12/11/2012, (Type of Medium).
- ADEME I. Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines. (1995): Ademe.
- Adler A, Dimitriou I, Aronsson P, Verwijst T, Weiha M. Wood fuel quality of two *Salix viminalis* stands fertilised with sludge, ash and sludge-ash mixtures. *Biomass & Bioenergy* (2008) 32:914-925.
- Åhman I, Larsson S. Genetic improvement of willow (*Salix*) as a source of bioenergy. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* (1994) Supplement 18:47-56.
- AILE. Etude économique et potentiel de développement des TTCR.
- AILE. De la production d'énergie renouvelable à la valorisation d'effluents pré-traités, 100 hectares de Taillis à Très Courte Rotation de Saule dans le Grand Ouest. Programme Life Environment WilWater (2007):20 p.
- Aitchison E, Kelley S, Alvarez P, Schnoor J. Phytoremediation of 1,4,-dioxane by hybrid poplar trees. . *Water Environment Research* (2000) 72:313-321.
- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper. FAO, Rome (1998):56.
- Allen S, Hall RL, Rosier PTW. Transpiration by two poplar varieties grown as coppice for biomass production. *Tree Physiology* (1999) 19:493-501.
- Alloway BJ. Heavy metals in soils. (1990): Blackie.
- Alriksson A, Eriksson HM. Variations in mineral nutrient and C distribution in the soil and vegetation compartments of five temperate tree species in NE Sweden. *For. Ecol. Manag.* (1998) 108:261-273.
- Alriksson A, Eriksson HM. Distribution of Cd, Ck, Pb and Zn in Soil and Vegetation Compartments in Stands of Five Boreal Tree Species in N.E. Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* (2001) 1:461-475.
- Andersen MK, Refsgaard A, Raulund-Rasmussen K, Strobel BW, Hansen HCB. Content, distribution, and solubility of cadmium in arable and forest soils. *Soil Sci. Soc. Am.* (2002) 66:1829-1835.
- Anderson TA, Guthrie EA, Walton BT. Bioremediation in the rhizosphere. *Environmental Science & Technology* (1993) 27:2630-2636.
- Angle JS, Linacre NA. Metal phytoextraction - A survey of potential risks. *International Journal of Phytoremediation* (2005) 7:241-254.
- Anon. Clampdown on the horizon for land spreading of industrial wastes. In: ENDS (1998). 27-29
- Argus G. Infrageneric classification of *Salix* (Salicaceae) in the new world. *Systematic Botany Monographs* (1997) 52.
- Aronsson P. Nitrogen retention in vegetation filters of short-rotation willow coppice (2000) Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Aronsson P, Dahlin T, Dimitriou I. Treatment of landfill leachate by irrigation of willow coppice - Plant response and treatment efficiency. *Environmental Pollution* (2010) 158:795-804.
- Aronsson P, Dimitriou I, Rosenqvist H. Solutions for the safe application of wastewater and sludge for high efficient biomass production in Short-Rotation-Plantations. In: D4 – Report on ongoing research and gaps in SRP knowledge--BIOPROS, ed. (2006).
- Aronsson P, Perttu K. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges: A biological purification system. Proceedings of a study tour, conference and workshop in Sweden, 5-10 June 1994 (1994).
- Aronsson P, Perttu K. Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *Forestry Chronicle* (2001) 77:293-299.

- Aubert C, Levasseur P. Le marché des fertilisants organiques en France. In: Sciences et Techniques Avicoles (2005).
- Augusto L, Ranger J, Binkley D, Rothe A. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. For. Sci.* (2002) 59:233-253.
- Bach H. Willow production and marketing in Denmark. In: Bornimer Agrartechnische Berichte (2007) Potsdam-Bornim, Germany.
- Bailly A, Gautry JY, Carnus JM, Ben Brahim M. Etat de l'art sur l'épandage en forêt de boues de stations d'épuration urbaine et de boues de papeteries (2004): AFOCEL - INRA.
- Barber SA. Soil Nutrient Bioavailability, a mechanistic approach. (1995) New-York, USA: John Wiley and Sons.
- Bargagli R. Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. (1998).
- Barto J. Report on the state-of-the-art in agricultural production, trading and application. Collective research project BIOPROS - Solutions for the safe application of wastewater and sludge for high efficient biomass production in Short-Rotation-Plantations. Task 1.2 of BIOPROS project. --BIOM) CBAC, ed. (2006).
- Bennick J, Holway A, Juers E, Surprenant R. Willow Biomass : An Assessment of the Ecological and Economic Feasibility of Growing Willow Biomass for Colgate University (2008).
- Bergstrom L, Johansson R. Influence of fertilized short-rotation forest plantations on nitrogen concentrations in groundwater. *Soil Use and Management* (1992) 8:36-40.
- Bernardo AL, Reis MGF, Reis GG, Harrison RB, Firme DJ. Effect of spacing on growth and biomass distribution in *Eucalyptus camaldulensis*, *E-pellita* and *E-urophylla* plantations in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* (1998) 104:1-13.
- Berset JD, Holzer R. Organic Micropollutants in Swiss Agriculture: Distribution of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAH) and Polychlorinated Biphenyls (PCB) in Soil, Liquid Manure, Sewage Sludge and Compost Samples; a Comparative Study. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* (1995) 59:145-165.
- Bhati M, Singh G. Growth and mineral accumulation in *Eucalyptus camaldulensis* seedlings irrigated with mixed industrial effluents. *Bioresource Technology* (2003) 88:221-228.
- Blackmon BG, Baker JB, Cooper DT. Nutrient use by 3 geographic sources of eastern cottonwood. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* (1979) 9:532-534.
- Blaylock MJ, Huang, J.W., . Phytoextraction of metals. In: *Phytoremediation of Toxic Metals Using Plants to Clean up the Environment--Raskin. & B D Ensley I, ed. (2000) New York: John Wiley & Sons, Inc. pp. 53-70.*
- Boelcke B. Schnellwachsende Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen. (2006).
- Bollmark L, Sennerby-Forsse L, Ericsson T. Seasonal dynamics and effects of nitrogen supply rate on nitrogen and carbohydrate reserves in cutting-derived *Salix viminalis* plants. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* (1999) 29:85-94.
- Bonduelle P. Taillis à courtes rotations de peuplier (T.C.R.): Premiers résultats de développement en France. . In: *Biomass for Energy and Industry, Fifth E.C. Conférence--al GGe, ed. (1989) Lisbon, Portugal. 1356–1360.*
- Bonduelle P, Berthelot A. La culture du TCR de peuplier 2ème partie : itinéraire technique. *FIF Afocel-Armef* (1994) n° 2:157-172.
- Börjesson P, Berndes G. The prospects for willow plantations for wastewater treatment in Sweden. *Biomass & Bioenergy* (2006) 30:428-438.
- Briggs GG, Bromilow RH, Evans AA. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley. *Pesticide Science* (1982) 13:495-504.
- Britt C, et al. Bioenergy crops and bioremediation - a review. A Contract Report by ADAS for the Department for Food, Environment and Rural Affairs (2002).
- Bullard MJ, Mustill SJ, Carver P, Nixon PMI. Yield improvements through modification of planting density and harvest frequency in short rotation coppice *Salix* spp. - 2. Resource capture and used in two morphologically diverse varieties. *Biomass & Bioenergy* (2002) 22:27-39.

- Bungart R, Huttli RF. Growth dynamics and biomass accumulation of 8-year-old hybrid poplar clones in a short-rotation plantation on a clayey-sandy mining substrate with respect to plant nutrition and water budget. *European Journal of Forest Research* (2004) 123:105-115.
- Burken JG, Schnoor JL. Uptake and Metabolism of Atrazine by Poplar Trees. *Environmental Science & Technology* (1997) 31:1399-1406.
- Burschel P, Huss J. *Grundriss des Waldbaues: ein Leitfaden für Studium und Praxis*. (1987): Parey.
- Busch G. The impact of Short Rotation Coppice cultivation on groundwater recharge - a spatial (planning) perspective. *Landbauforschung Volkenrode* (2009) 59:207-221.
- Campbell AG, Folk RL, Tripepi RR. Wood ash as an amendment in municipal sludge and yard waste composting processes. *Compost Science & Utilization* (1997) 5:62-73.
- Canada E. PHYTOREM (2003).
- Cannell MGR. Physiological basis of wood production: A review. *Scandinavian Journal of Forest Research* (1989) 4:459-490.
- Cannell MGR, Milne R, Sheppard LJ, Unsworth MH. Radiation interception and productivity of willow. *Journal of Applied Ecology* (1987) 24:261-278.
- Cao Y, Lehto T, Repo T, Silvennoinen R, Pelkonen P. Effects of planting orientation and density of willows on biomass production and nutrient leaching. *New Forests* (2011) 41:361-377.
- Carnus JM. (coord.) *Epanrages expérimentaux de boues sur parcelles boisées. Recommandations pour la conception et le suivi de dispositifs expérimentaux*. (2002).
- Caslin B, Finnan J, McCracken A. *Willow best practice guidelines* (2010).
- Caslin B, Finnan J, McCracken A. *Short rotation coppice willow best practice guidelines*. (2011) AFBI Teagasc.
- Castiglione S, et al. Clonal differences in survival capacity, copper and zinc accumulation, and correlation with leaf polyamine levels in poplar: A large-scale field trial on heavily polluted soil. *Environmental Pollution* (2009) 157:2108-2117.
- Charnet F. *Epanrages de produits résiduaux en parcelles boisées : état des lieux ; originalité des TTCR*. Presented at the Colloque LIFE Wilwater, 23 novembre 2007 (2007) Cesson-Sévigné.
- Chauvin M. *La réglementation française sur la valorisation agronomique des déchets organiques. Organisation et points principaux* --Bretagne A, ed. (2003).
- Christersson L. High technology biomass production by Salix clones on a sandy soil in southern Sweden. *Tree Physiology* (1986) 2:261-272.
- Christersson L. Biomass production by irrigated and fertilized Salix clones. *Biomass* (1987) 12:83-95.
- Christersson L, Sennerby-Forsse L. The Swedish program for intensive short-rotation forests. *Biomass & Bioenergy* (1994) 6:145-149.
- Ciria MP, Gonzales E, MazTon P, Carrasco J. Influence of the rotation age and plant density on the composition and quality of poplar biomass. In: *Biomass for Energy and the environment. Proceedings of the Nineth European Bioenergy Conference--Chartier P ea, ed.* (1996) Copenhagen, Denmark: Oxford : Pergamon. 968-973.
- Clay D, Dixon F. Effect of ground-cover vegetation on the growth of poplar and willow short-rotation coppice. *Aspects of Applied Biology* (1997):53-60.
- Cole DW, Gessell SP, Dice SF. Distribution and cycling of nitrogen, phosphorus, potassium and calcium in the second-growth Douglas-fir ecosystem. In: *Symposium Primary Productivity and Mineral Cycling in Natural Ecosystems--Young HE, ed.* (1967) University of Maine Press, Orono. 197-232.
- Cooper EM, Sims JT, Cunningham SD, Huang JW, Berti WR. Chelate-assisted phytoextraction of lead from contaminated soils. *Journal of Environmental Quality* (1999) 28:1709-1719.
- Corseuil HX, Moreno FN. Phytoremediation potential of willow trees for aquifers contaminated with ethanol-blended gasoline. *Water Research* (2001) 35:3013-3017.
- Cunningham SD, Ow DW. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology* (1996) 110:715-719.
- Dallemand JF, Petersen JE, Karp A. *Proceedings of the Expert Consultation: "Short Rotation Forestry, Short Rotation Coppice and perennial grasses in the European Union: Agro-environmental aspects, present use and perspectives"*. In: *JRC Scientific and Technical Reports--Agency EE, ed.* (2007).

- Davis LC, Castro-Diaz S, Zhang Q, Erickson LE. Benefits of Vegetation for Soils with Organic Contaminants. *Critical Reviews in Plant Sciences* (2002) 21:457-491.
- Davis RD, Rudd C. Investigation of the criteria for and guidance on, the landspreading of industrial waste. Final report to the Environment Agency. --Agency E, ed. (1998). 193.
- Dawson WM, McCracken AR. The performance of polyclonal stands in short-rotation coppice willow for energy-production. *Biomass & Bioenergy* (1995) 8:1-5.
- Dawson WM, Wilson FEA. The use of short rotation coppice in the bioremediation of municipal wastewater. (2003).
- Deboys R. Harvesting and comminution of short-rotation coppice. ETSU contractor report (Technical Development Branch, FC) (1996) No. ETSU B/W2/00262/REP.
- DEFRA. Growing short rotation coppice : best practice guidelines [on-line] http://www.enagri.info/gold/knowledge_base/reports_local/src-guide.pdf. (2002).
- DEFRA. Growing Short Rotation Coppice Best Practice Guidelines For Applicants to Defra's Energy Crops Scheme [on-ligne] http://www.naturalengland.org.uk/Images/short-rotation-coppice_tcm6-4262.pdf. (2004).
- Deneux-Mustin S, et al. Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. (2003).
- Dickinson NM. Strategies for sustainable woodland on contaminated soils. *Chemosphere* (2000) 41:259-263.
- Dickinson NM, Turner AP, Watmough SA, Lepp NW. Acclimation of trees to pollution stress - cellular metal tolerance traits. *Annals of Botany* (1992) 70:569-572.
- Dickmann DI, Keathley DE. Linking physiology, molecular genetics, and the Populus ideotype. In: (Stettler, R.F., Bradshaw, H.D., Jr., Heilman, P.E., and Hinckley, T.M., Eds.) *Biology of Populus and Its Implications for Management and Conservation*, Part II, ch. 19. Ottawa, ON, NRC Research Press, National Research Council of Canada (1996):491-514.
- Dickmann DI, Stuart KW. *The Culture of Poplars in Eastern North America*. Michigan State University Press, East Lansing, MI. (1983).
- Dimitriou I, Aronsson P. Nitrogen leaching from short-rotation willow coppice after intensive irrigation with wastewater. *Biomass & Bioenergy* (2004) 26:433-441.
- Dimitriou I, Aronsson P. Landfill leachate treatment with willows and poplars - Efficiency and plant response. *Waste Management* (2010) 30:2137-2145.
- Dimitriou I, Aronsson P. Wastewater and sewage sludge application to willows and poplars grown in lysimeters-Plant response and treatment efficiency. *Biomass & Bioenergy* (2011) 35:161-170.
- Dimitriou I, Aronsson P, Weih M. Stress tolerance of five willow clones after irrigation with different amounts of landfill leachate. *Bioresource Technology* (2006a) 97:150-157.
- Dimitriou I, et al. Quantifying environmental effects of Short Rotation Coppice (SRC) on biodiversity, soil and water IEA BIOENERGY (2011) 43.
- Dimitriou I, Busch G, Jacobs S, Schmidt-Walter P, Lamersdorf N. A review of the impacts of Short Rotation Coppice cultivation on water issues. *Landbauforschung Volkenrode* (2009) 59:197-206.
- Dimitriou I, Eriksson J, Adler A, Aronsson P, Verwijst I. Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. *Environmental Pollution* (2006b) 142:160-169.
- Dimitriou I, Rosenqvist H. Sewage sludge and wastewater fertilisation of Short Rotation Coppice (SRC) for increased bioenergy production-Biological and economic potential. *Biomass & Bioenergy* (2011) 35:835-842.
- Dixon F, Clay D. Control of *Calystegia sepium* (Hedge bindweed) and *Sonchus arvensis* (Perennial sow-thistle) in poplar short-rotation coppice. *Aspects of Applied Biology* (1997):79-84.
- Drescher-Kaden U, Bruggeman R, Matthes B, Matthies M. Contents of organic pollutants in German sewage sludges. In: *Effects of Organic Contaminants in Sewage Sludge on Soil Fertility, Plants and Animals*--Hall J, Suauerbeck D, L'Hermite P, eds. (1992) Luxembourg: Commission of the European Communities. 14-34.
- Ebbs SD, Kochian LV. Toxicity of zinc and copper to Brassica species: Implications for phytoremediation. *Journal of Environmental Quality* (1997) 26:776-781.

- Eckenwalder JE. Taxonomic signal and noise in multivariate interpopulational relationships in *Populus mexicana* (Salicaceae). *Systematic Botany* (1996) 21:261-271.
- Ericsson K, Rosenqvist H, Ganko E, Pisarek M, Nilsson L. An agro-economic analysis of willow cultivation in Poland. *Biomass & Bioenergy* (2006) 30:16-27.
- Ericsson T, Rytter L, Linder S. Nutritional dynamics and requirements of short rotation forests. In: Mitchell CP, Ford-Robertson JB, Hinckley T, Sennerby-Forsse L, editors. *Ecophysiology of short rotation forest crops*. London: Elsevier (1992):35-65.
- Ericsson T, Rytter L, Vapaavuori E. Physiology of carbon allocation in trees. *Biomass & Bioenergy* (1996) 11:115-127.
- FCBA. Etat de l'art sur les techniques et savoirs faire de récolte des taillis à courtes rotations (2009).
- FCBA. Proposition de zonage pédoclimatique pour l'implantation de l'eucalyptus en France--INFO F, ed. (2010).
- Fillion M, Brisson J, Teodorescu TI, Sauve S, Labrecque M. Performance of *Salix viminalis* and *Populus nigra* x *Populus maximowiczii* in short rotation intensive culture under high irrigation. *Biomass & Bioenergy* (2009) 33:1271-1277.
- Gasol CM, Brun F, Mosso A, Rieradevall J, Gabarrell X. Economic assessment and comparison of acacia energy crop with annual traditional crops in Southern Europe. *Energy Policy* (2010) 38:592-597.
- Gendebien A, Ferguson R, Brink J, Horth H, Sullivan M, Davis R. Survey of Wastes Spread on Land. (2001): Final report to the European Commission Directorate General for Environment.
- Giller KE, Witter E, McGrath SP. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. *Soil Biol. Biochem* (1998) 30:1389.
- Gonzalez-Garcia S, Gasol CM, Moreira MT, Gabarrell X, Pons JRI, Feijoo G. Environmental assessment of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.)-based ethanol as potential transport fuel. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2011) 16:465-477.
- Goodlass G, Green M, Hilton B, McDonough S. Nitrate leaching from short-rotation coppice. *Soil Use and Management* (2007) 23:178-184.
- Gordon M, et al. Phytoremediation of trichloroethylene with hybrid poplars. *Environmental Health Perspectives* (1998) 106:1001-1004.
- Greger M, Landberg T. Use of willow in phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation* (1999) 1:115-123.
- Grunewald H, Bohm C, Quinkenstein A, Grundmann P, Eberts J, von Wuhlisch G. *Robinia pseudoacacia* L.: A Lesser Known Tree Species for Biomass Production. *Bioenergy Research* (2009) 2:123-133.
- Guidi W, Piccioni E, Bonari E. Evapotranspiration and crop coefficient of poplar and willow short-rotation coppice used as vegetation filter. *Bioresource Technology* (2008) 99:4832-4840.
- Guo LB, Sims REH. Effect of meatworks effluent irrigation on soil, tree biomass production and nutrient uptake in *Eucalyptus globulus* seedlings in growth cabinets. *Bioresource Technology* (2000) 72:243-251.
- Guo LB, Sims REH, Horne DJ. Biomass production and nutrient cycling in *Eucalyptus* short rotation energy forests in New Zealand. I: biomass and nutrient accumulation. *Bioresource Technology* (2002) 85:273-283.
- Hagen-Thorn A, Callesen I, Armolaitis K, Nihlgård B. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecology and Management* (2004) 195:373-384.
- Hahn T. Sewage sludge on farmland or landfill? Economic consequences for municipalities and farmers. *Swed. Univ. Agric. Sci. Uppsala, Fakta Ekonomi* (1992) 1:4 p.
- Hall R. Short rotation coppice for energy production hydrological guide-lines. (2003).
- Hall R, Allen S. Water use of poplar clones grown as short-rotation coppice at two sites in the United Kingdom. *Aspects of Applied Biology* (1997) 49:163-172.
- Hall RL, Allen SJ, Rosier PTW, Hopkins R. Transpiration from coppiced poplar and willow measured using sap-flow methods. *Agricultural and Forest Meteorology* (1998) 90:275-290.
- Hallgren SW. Growth-response of *Populus* hybrids to flooding. *Annales Des Sciences Forestieres* (1989) 46:361-372.

- Hammer D, Kayser A, Keller C. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use and Management* (2003) 19:187-192.
- Hansen EA. Poplar woody biomass yields: A look to the future. *Biomass & Bioenergy* (1991) 1:1-7.
- Hansen EA, Baker JB. Biomass and element removal in short rotation intensively cultured plantations. In *Impact of Intensive Harvesting on Forest Nutrient Cycling, Proceedings of a Symposium*, Syracuse, NY; School of Forestry Syracuse (1979) 13-16:212-230.
- Hanson PJ, Turner RS. Nitrogen deposition to forest ecosystems: forms, regional inputs, and effects. In *Proceedings, 85th Annual Meeting, Air and Waste Management Association, Kansas City* (1992) 4:92-71.
- Hartmann H, Thuneke T. *Ernteverfahren für Kurzumtriebsplantagen*. (1997) Freising.
- Hasselgren K. Use of municipal waste products in energy forestry: Highlights from 15 years of experience. *Biomass & Bioenergy* (1998) 15:71-74.
- Heilman P, Ekuan G. Nodulation and nitrogen fixation by red alder and Sitka alder on coal mine spoils. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* (1982) 12:992-997.
- Heilman P, Norby RJ. Nutrient cycling and fertility management in temperate short rotation forest systems. *Biomass & Bioenergy* (1998) 14:361-370.
- Heilman PE. Effect of urea fertilization on nitrification in forest soils of the Pacific Northwest. *Soil Science Society of America Proceedings* (1974) 38:664-667.
- Heilman PE, Ekuan G, Fogle D. Aboveground and belowground biomass and fine roots of 4-year-old hybrids of *Populus trichocarpa* x *Populus deltoides* and parental species in short-rotation culture. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* (1994a) 24:1186-1192.
- Heilman PE, Ekuan G, Fogle DB. 1st-order root development from cuttings of *Populus trichocarpa* x *Populus deltoides* hybrids. *Tree Physiology* (1994b) 14:911-920.
- Heilman PE, Stettler RF. Nutritional concerns in selection of black cottonwood and hybrid clones for short rotation. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* (1986) 16:860-863.
- Heuperman A. Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. *Agric. Water Manage.* (1999) 39:153-167.
- Hightshoe G. *Native Trees, Shrubs and Vines for Urban and Rural America*. Wiley, New York. (1998) 819.
- Hinckley T, et al. Water flux in a hybrid poplar stand. *Tree Physiology* (1994) 14:1005-1018.
- Hodson RW, Slater FM, Randerson PF. Effects of digested sewage sludge on short rotation coppice in the UK. In: *Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system--Perttu Aa, ed.* (1994) Uppsala: University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research, Section of Short Rotation Forestry. 113-118.
- Huang JWW, Chen JJ, Berti WR, Cunningham SD. Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science & Technology* (1997) 31:800-805.
- Hytonen J. Effect of repeated fertilizer application on the nutrient status and biomass production of *Salix 'Aquatika'* plantations on cut-away peatland areas. *Silva Fennica* (1995) 29:107-113.
- Hytonen J. Biomass production and nutrition of short-rotation plantations (Diss. University of Helsinki). The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 589. Kannus (1996): 61.
- Hytonen J, Rossi P, Saarsalmi A. Biomass production and nutrient uptake of short-rotation plantations. *Silva Fennica* (1995) 29:117-139.
- Hytonen J, Saarsalmi A. Long-term biomass production and nutrient uptake of birch, alder and willow plantations on cut-away peatland. *Biomass & Bioenergy* (2009) 33:1197-1211.
- Ingestad T, Agren GI. Fertilization for long-term maximum production. In *Ecology and Management of Forest Biomass Production Systems*, ed. K. Perttu. Department of Ecological and Environmental Research, Swedish University Agricultural Science, Report No. 15 (1984):155-165.
- Ingestad T, Agren GI. Nutrient-uptake and allocation at steady-state nutrition. *Physiologia Plantarum* (1988) 72:450-459.

- INRA, Nancy-Université. BILJOU, modèle de bilan hydrique forestier (accessed 19/12, 2011) (Type of Medium).
- INSEE. La production de déchets non dangereux dans l'industrie en 2006 : Déchets organiques -- INSEE, ed. (2006).
- Johnson DW, Todd DE. Nitrogen-fertilization of young yellow poplar and loblolly-pine plantations at differing frequencies. *Soil Science Society of America Journal* (1988) 52:1468-1477.
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* (1994) 69:373-386.
- Jørgensen U, Hansen EM. Nitrate leaching from miscanthus, willow, grain crops and rape. In: Wörgetter M (ed) *Proceedings of the International Workshop on Environmental Aspects of Energy Crop Production : Brasimone, Italy, October 9-10, 1997*. Wieselburg BLT (1998):207-218.
- Juste C. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du sol* (1988) 26:103-112.
- Justin MZ, Pajk N, Zupanc V, Zupancic M. Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of *Populus* and *Salix*: Biomass and growth response. *Waste Management* (2010) 30:1032-1042.
- Kauter D, Lewandowski I, Claupein W. Quantity and quality of harvestable biomass from *Populus* short rotation coppice for solid fuel use a review of the physiological basis and management influences. *Biomass & Bioenergy* (2003) 24:411-427.
- Kayser A, et al. Enhancement of Phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from Calcareous Soil: The Use of NTA and Sulfur Amendments. *Environmental Science & Technology* (2000) 34:1778-1783.
- Kendall DA, Hunter T, Arnold GM, Liggitt J, Morris T, Wiltshire CW. Susceptibility of willow clones (*Salix* spp) to herbivory by *Phyllodecta vulgatissima* (L) and *Galerucella lineola* (Fab) (Coleoptera, Chrysomelidae). *Annals of Applied Biology* (1996) 129:379-390.
- Klang-Westin E, Eriksson J. Potential of *Salix* as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils. *Plant and Soil* (2003) 249:127-137.
- Knur L, et al. Potentials, economy and ecology of a sustainable supply with wooden biomass. In: *From research to market development. 15th European Biomass Conference & Exhibition ; proceedings of the international conference held in Berlin, Germany, 7-11 May 2007*. Florence : ETA-Renewable Energies (2007).
- Korte F, et al. Organic Toxicants and Plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (2000) 47:1-26.
- Kozlowski TT. Water supply and tree growth. Part I. Water deficits. *Forestry Abstracts* (1982) 43: 57-95.
- Kuzovkina YA, Volk TA. The characterization of willow (*Salix* L.) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology. *Ecological Engineering* (2009) 35:1178-1189.
- Kuzovkina YA, et al. *Salix*: botany and global horticulture. *Horticultural Reviews* (2008) 34:447-489.
- Labrecque M, Teodorescu TI. Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada). *Forest Ecology and Management* (2001) 150:223-239.
- Labrecque M, Teodorescu TI. High biomass yield achieved by *Salix* clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada. *Biomass & Bioenergy* (2003) 25:135-146.
- Labrecque M, Teodorescu TI, Daigle S. Effect of waste-water sludge on growth and heavy-metal bioaccumulation of 2 *Salix* species. *Plant and Soil* (1995) 171:303-316.
- Labrecque M, Teodorescu TI, Daigle S. Biomass productivity and wood energy of *Salix* species after 2 years growth in SRIC fertilized with wastewater sludge. *Biomass and Bioenergy* (1997) 12:409-417.
- Landberg T, Greger M. Can heavy metal tolerant clones of *Salix* be used as vegetation filters on heavy metal contaminated land? . In: *Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system--Aronsson P, Perttu K, eds. (1994) Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. 133- 144.*
- Landberg T, Greger M. Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. *Applied Geochemistry* (1996) 11:175-180.

- Larsson S, et al. Short-rotation Willow Biomass Plantations Irrigated and Fertilised with Wastewaters. (2003) (FAIR5-CT97-3947) Final Report:1-48.
- Laureysens I, Blust R, De Temmerman L, Lemmens C, Ceulemans R. Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture: I. Seasonal variation in leaf, wood and bark concentrations. *Environmental Pollution* (2004) 131:485-494.
- Laureysens I, De Temmerman L, Hastir T, Van Gysel M, Ceulemans R. Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture. II. Vertical distribution and phytoextraction potential. *Environmental Pollution* (2005) 133:541-551.
- Ledin S, Alriksson B, Rosenqvist H, Johansson H. Gödsling av salixodlingar. Närings- och teknikutvecklingsverket (In Swedish) (1994) R 1994 : 25.
- Ledin S, Willebrand E. Handbook on how to grow short rotation forests. (1995): Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Short Rotation Forestry.
- Lindegaard KN, Barker JHA. Breeding willows for biomass. *Aspects of Applied Biology* (1997) 49:155-162.
- Lindegaard KN, et al. Comparative trials of elite Swedish and UK biomass willow varieties. *Aspects of Applied Biology* (2001) 65:183-192.
- Linsley SJ, Adams MA, Grierson PF. Soil water nitrate and ammonium dynamics under a sewage effluent-irrigated eucalypt plantation. *Journal of Environmental Quality* (2007) 36:1883-1894.
- Liu ZJ, Dickmann DI. Responses of 2 hybrid *Populus* clones to flooding, drought, and nitrogen availability .1. Morphology and growth. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* (1992) 70:2265-2270.
- Logan TJ. Reclamation of chemically degraded soil. *Advances in Soil Sciences* (1992) 17:13-35.
- Lunackova L, Masarovicova E, Kral'ova K, Stresko V. Response of fast growing woody plants from family Salicaceae to cadmium treatment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* (2003) 70:576-585.
- MacDonald JA, Dise NB, Matzner E, Armbruster M, Gundersen P, Forsius M. Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* (2002) 8:1028-1033.
- Martin PJ, Stephens W. Willow growth in response to nutrients and moisture on a clay landfill cap soil. I. Growth and biomass production. *Bioresource Technology* (2006a) 97:437-448.
- Martin PJ, Stephens W. Willow growth in response to nutrients and moisture on a clay landfill cap soil. II: Water use. *Bioresource Technology* (2006b) 97:449-458.
- Maurice C, Ettala M, Lagerkvist A. Effects of Leachate Irrigation on Landfill Vegetation and Subsequent Methane Emissions. *Water, Air, & Soil Pollution* (1999) 113:203-216.
- McBride M, Sauve S, Hendershot W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science* (1997) 48:337-346.
- McGrath SP, Shen ZG, Zhao FJ. Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. *Plant and Soil* (1997) 188:153-159.
- McIntyre T. Phytoremediation of heavy metals from soils. *Advances in biochemical engineering/biotechnology* (2003) 78:97-123.
- McNaughton KG, Jarvis PG. Predicting effects of vegetation changes on transpiration and evaporation. In: *Water deficits and plant growth: Additional woody crop plants--Kozlowski TT*, ed. (1983) New York: Academic Press. 1 -47.
- Meers E, Vandecasteele B, Ruttens A, Vangronsveld J, Tack FMG. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany* (2007) 60:57-68.
- Meiresonne L, De Schrijver A, De Vos B. Nutrient cycling in a poplar plantation (*Populus trichocarpa* x *Populus deltoïdes* 'Beaupré') on former agricultural land in northern Belgium NRC Research Press Web site (2006).
- Melun F. Espèces Ligneuses pour la production de biomasse : Eucalyptus--FCBA FT, Enerbio, ed. (2008).
- Mertens J, et al. Tree species effect on the redistribution of soil metals. *Environmental Pollution* (2007) 149:173-181.

- Migeon A. Etude de la variabilité naturelle dans la réponse du peuplier aux métaux : bases physiologiques et exploitation en phytoremédiation (2009): Université Henri Poincaré, Nancy-Université. 358.
- Mitchell CP. Ecophysiology of short rotation forest crops. *Biomass & Bioenergy* (1992) 2:25-37.
- Mitchell CP, Stevens EA, Watters MP. Short-rotation forestry - operations, productivity and costs based on experience gained in the UK. *Forest Ecology and Management* (1999) 121:123-136.
- Mitchell CP, Stevens EA, Watters MP, Ford-Robertson JB. Establishment and monitoring of large scale short rotation coppice plantations for energy. ETSU contractors report, University of Aberdeen (1995).
- Moffat AJ, Armstrong AT, Ockleston J. The optimization of sewage sludge and effluent disposal on energy crops of short rotation hybrid poplar. *Biomass & Bioenergy* (2001) 20:161-169.
- Mortensen J, Nielsen KH, Jorgensen U. Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and at two fertilization levels. *Biomass & Bioenergy* (1998) 15:457-466.
- Newman LA, et al. Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars. *Environmental Science & Technology* (1997) 31:1062-1067.
- Nielsen KH. Environmental aspects of using waste waters and sludges in energy forest cultivation. *Biomass and Bioenergy* (1994) 6:123-132.
- OFEFP. Sols pollués- métaux lourds et plantes bioindicatrices. In: Documents Environnement (1996) Berne, Suisse.
- Orchard BJ, Doucette WJ, Chard JK, Bugbee B. Uptake of trichloroethylene by hybrid poplar trees grown hydroponically in flow-through plant growth chambers. *Environmental Toxicology and Chemistry* (2000) 19:895-903.
- Orlovic S, Guzina, V., Krstic, B., and Merkulov, L. . Genetic variability in anatomical, physiological and growth characteristics of hybrid poplar [*Populus x euramericana* Dode (Guinier)] and eastern cottonwood (*Populus deltoides* Bartr.) clones. *Silvae Genetica* (1998) 47:183-190.
- Page AL, Chang C. Fate of wastewater constituents in soil and groundwater :Trace elements. In: *Irrigation with Recycled Water: A Guidance Manual*--Asano T, ed. (1988) Chelsea, Michigan: Lewis Publishers. 1-16.
- Paranychianakis NV, Angelakis AN, Leverenz H, Tchobanoglous G. Treatment of Wastewater With Slow Raten Systems: A Review of Treatment Processes and Plant Functions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* (2006) 36:187-259.
- Persson G. Willow stand evapotranspiration simulated for Swedish soils. *Agric. Water Manage.* (1995) 28:271-293.
- Persson G, Lindroth A. Simulating evaporation from short-rotation forest - variations within and between seasons. *Journal of Hydrology* (1994) 156:21-45.
- Perttu K. Wastewater treatment at Österäng, Götene using willow vegetation filters. In: *Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system*--Perttu Aa, ed. (1994) Uppsala: University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research, Section of Short Rotation Forestry. 209-210.
- Perttu KL. Environmental justification for short-rotation forestry in Sweden. *Biomass & Bioenergy* (1998) 15:1-6.
- Perttu KL, Kowalik PJ. *Salix* vegetation filters for purification of waters and soils. *Biomass & Bioenergy* (1997) 12:9-19.
- Petersen JE. Husdyrgødning og dens anvendelse (Animal manure – a source of nutrients)--Sciences) SPDIoA, ed. (1996).
- Petzold R, Schwarzel K, Feger KH. Transpiration of a hybrid poplar plantation in Saxony (Germany) in response to climate and soil conditions. *European Journal of Forest Research* (2011) 130:695-706.
- PHYTOPOP. Phytoremédiation basée sur l'utilisation du peuplier (*Populus* sp.). Présentation Power-Point. In: *Journées Ecotechnologies 2010, ANR PRECODD* (2010).
- Plumail D, Ducotet S, Biomasse Normandie. Recyclage agronomique des matière organiques. *Env. et Technique* n°205 (2001).

- Prasad MNV. Heavy metal stress in plants : from biomolecules to ecosystems (2004) 2ème édition edn.: Springer.
- Pulford ID, Watson C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - a review. *Environment International* (2003) 29:529-540.
- Punshon T, Dickinson NM. Acclimation of *Salix* to metal stress. *New Phytologist* (1997) 137:303-314.
- Quaye AK, Volk TA, Hafner S, Leopold DJ, Schirmer C. Impacts of paper sludge and manure on soil and biomass production of willow. *Biomass & Bioenergy* (2011) 35:2796-2806.
- Radwan MA, Harrington CA, Kraft JM. Litterfall and nutrient returns in red alder stands in western washington. *Plant and Soil* (1984) 79:343-351.
- Raszyk J, Ulrich R, Gajduskova V, Salava J, Palac J. Occurrence of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) on pig and cattle farms. *Veterinari Medicina* (1998) 43:17-25.
- Redei K, Osvath-Bujtas Z, Balla I. Clonal approaches to growing black locust (*Robinia pseudoacacia*) in Hungary: a review. *Forestry* (2002) 75:547-552.
- Reed SC, Crites RW, Middlebrooks EJ. Natural systems for waste management and treatment. (1995): McGraw-Hill.
- Riddell-Black D. Heavy metal uptake by fast growing willow species. In: Aronsson P, Perttu K, editors. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. (1994):145- 151.
- Riddell-Black D, Pulford ID, Stewart C. Clonal variation in heavy metal uptake by willow. *Aspects of Applied Biology* (1997) 49:327-334.
- Robinson BH, Mills TM, Petit D, Fung LE, Green SR, Clothier BE. Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. *Plant and Soil* (2000) 227:301-306.
- Römkens PFAM, Salomons W. Cd, Cu and Zn solubility in arable and forest soils: consequences of land use changes for metal mobility and risk assessment. *Soil Science* (1998) 163:859-871.
- Rosenqvist H, Aronsson P, Hasselgren K, Perttu K. Economics of using municipal wastewater irrigation of willow coppice crops. *Biomass & Bioenergy* (1997) 12:1-8.
- Rosenqvist H, Dawson M. Economics of willow growing in Northern Ireland. *Biom Bioenerg* (2005) 28:7-14.
- Rosselli W, Keller C, Boschi K. Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil. *Plant and Soil* (2003) 256:265-272.
- Roygard JKF, Clothier BE, Green SR, Bolan NS. Tree species for recovering nitrogen front dairy-farm effluent in New Zealand. *Journal of Environmental Quality* (2001) 30:1064-1070.
- Royle DJ, Hunter T, Pei MH. Evaluation of the biology and importance of diseases and pests in willow plantations. ETSU Contractors report, Long Ashton Research Station (1992) ETSU B 1258.
- Russell EW. Soil Conditioning and Plant Growth. Longmans, Green and Co Ltd., London (1961).
- Rytter RM, Hansson AC. Seasonal amount, growth and depth distribution of fine roots in an irrigated and fertilized *Salix viminalis* L-plantation. *Biomass & Bioenergy* (1996) 11:129-137.
- Salt DE, Smith RD, Raskin I. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* (1998) 49:643-668.
- Sauvé S, Hendershot W, Allen HE. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environmental Science & Technology* (2000) 34:1125-1131.
- Schnoor JL. Phytostabilization of metals using hybrid poplar trees. In: (Raskin, I. and Ensley, B.D., Eds.) *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*, New York, John Wiley. (2000) ch. 9:133-150.
- Scholz V. Mechanisation of SRC production--Berichte BA, ed. (2007) Potsdam-Bornim, Germany.
- Sennerby-Forsse L. Influence of different harvesting techniques on the survival, shoot initiation and growth of *Salix*. Final Report, SLU. (1997).
- Sennerby-Forsse L, Ferm A, Kauppi A. Coppicing ability and sustainability. In: *Ecophysiology of short rotation forest crops--Mitchell C, Ford-Robertson JB, Hinckley T, Sennerby-Forsse L, eds.* (1992) London: Elsevier. 146-184.

- Shen ZG, Zhao FJ, McGrath SP. Uptake and transport of zinc in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and the non-hyperaccumulator *Thlaspi ochroleucum*. *Plant Cell and Environment* (1997) 20:898-906.
- Smith SR. *Agricultural recycling of sewage sludge and the environment*. (1996) Wallingford: CAB International
- Soltner D. *Les bases de la production végétale. Tome III - la plante et son alimentation*. (1999).
- Souch CA, Stephens W, Spoor G. The effects of soil compaction on biomass production in short rotation coppice of willow. Third annual report to MAFF. Cranfield University, Silsoe. (2000a).
- Souch CA, Stephens W, Spoor G. Effects of Soil Compaction on Biomass Production. ETSU Contractors report, Long Ashton Research Station (2000b).
- Spinelli R. Short rotation coppice production in Italy. In: *Bornimer Agrartechnische Berichte* (2007) Potsdam-Bornim, Germany.
- Stanturf J, van Oosten C, Netzer D, Coleman M, Portwood C. Ecology and silviculture of poplar plantations. D.I.; Isebrands, J.G.; Eckenwalder, J.E.; Richardson, J., eds. *Poplar culture in North America, part A, chapter 5*. (2001):153-206.
- Stephens W, Hess T, Knox J. Review of the effects of energy crops on hydrology. . Silsoe : Inst Water Environment, Cranfield Univ (2001).
- Stephens W, Tyrrel SF, Tiberghien JE. Irrigating short rotation coppice with landfill leachate: constraints to productivity due to chloride. *Bioresource Technology* (2000) 75:227-229.
- Sugiura A, Tyrrel S, Seymour I. Growth and water use of *Salix viminalis*, *Populus trichocarpa* and *Eucalyptus gunnii* field trial plantation irrigated with secondary treated effluent. *Aspects of Applied Biology* (2008):119-126.
- Sugiura A, Tyrrel SF, Seymour I, Burgess PJ. Water Renew systems: wastewater polishing using renewable energy crops. *Water Science and Technology* (2009) 57:1421-1428.
- Sundaravadivel M, Vigneswaran S. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Critical reviews in environmental science and technology* (2001) 31:351-409.
- Tandy S, Schulin R, Nowack B. The influence of EDDS on the uptake of heavy metals in hydroponically grown sunflowers. *Chemosphere* (2006) 62:1454-1463.
- Teissier du Cros E. Overview on poplar production. In: Grassi G et al., editors. *Biomass for Energy and Industry: Fifth E.C. Conference (Proceedings of the International Conference on Biomass for Energy and Industry held in Lisbon, Portugal, Policy, Environment, Production and Harvesting* (1989) 1:1141-1147.
- Tharakan PJ, Volk TA, Nowak CA, Abrahamson LP. Morphological traits of 30 willow clones and their relationship to biomass production. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* (2005) 35:421-431.
- Thomas GO, Sweetman AJ, Jones KC. Input-Output Balance of Polychlorinated Biphenyls in a Long-Term Study of Lactating Dairy Cows. *Environmental Science & Technology* (1998) 33:104-112.
- Tremel-Schaub A, Feix I. Contamination des sols. Transfert des sols vers les plantes--*Sciences AeE*, ed. (2005).
- Trybush S, Jahodova S, Macalpine W, Karp A. A Genetic Study of a *Salix* Germplasm Resource Reveals New Insights into Relationships Among Subgenera, Sections and Species. *Bioenergy Research* (2008) 1:67-79.
- Tschaplinski TJ, Johnson DW, Norby RJ, Todd DE. Biomass and soil-nitrogen relationships of a one-year-old sycamore plantation. *Soil Science Society of America Journal* (1991) 55:841-847.
- Van Nevel L, et al. Elevated Cd and Zn uptake by aspen limits the phytostabilization potential compared to five other tree species. *Ecological Engineering* (2011) 37:1072-1080.
- Vangronsveld J, Vanassche F, Clijsters H. Reclamation of a bare industrial-area contaminated by nonferrous metals - in-situ metal immobilization and revegetation. *Environmental Pollution* (1995) 87:51-59.
- Vanmiegroet H, Norby RJ, Tschaplinski TJ. Optimum nitrogen-fertilization in a short-rotation sycamore plantation. *Forest Ecology and Management* (1994) 64:25-40.
- Vattenfall. *Sewage sludge and ash in growing energy crops--Vattenfall AB S, Bioenergi U(B)*, ed. (1992). 77 p.

- Vermerris W. Genetic improvement of bioenergy crops. (2008): Springer.
- Vervaeke P, Luyssaert S, Mertens J, Meers E, Tack FMG, Lust N. Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. *Environmental Pollution* (2003) 126:275-282.
- Verwijst T. Shoot mortality and dynamics of live and dead biomass in a stand of *Salix viminalis*. *Biomass & Bioenergy* (1991) 1:35-39.
- Vogt KA, Grier CC, Vogt DJ. Production, turnover, and nutrient dynamics of aboveground and belowground detritus of world forests. *Advances in Ecological Research* (1986) 15:303-377.
- Volk TA, Abrahamson LP, Ballard JL. Proceedings of the Short-Rotation Woody Crops Operations Working Group (2000) Syracuse, New York, USA: State University of New York College of Environmental Science and Forestry.
- Volk TA, Abrahamson LP, Nowak CA, Smart LB, Tharakan PJ, White EH. The development of short-rotation willow in the northeastern United States for bioenergy and bioproducts, agroforestry and phytoremediation. *Biomass & Bioenergy* (2006) 30:715-727.
- Wolfe NL, Hoehamer CF. Enzymes Used by Plants and Microorganisms to Detoxify Organic Compounds. In: *Phytoremediation* (2004): John Wiley & Sons, Inc. 159-187.
- Zabek LM, Prescott CE. Steady-state nutrition of hybrid poplar grown from un-rooted cuttings. *New Forests* (2007) 34:13-23.
- Zalesny JA, Zalesny RS, Coyle DR, Hall RB. Growth and biomass of *Populus* irrigated with landfill leachate. *Forest Ecology and Management* (2007) 248:143-152.
- Zalesny RS, Bauer EO. Selecting and utilizing *Populus* and *Salix* for landfill covers: Implications for leachate irrigation. *International Journal of Phytoremediation* (2007) 9:497-511.
- Zalesny RS, Riemenschneider DE, Hall RB. Early rooting of dormant hardwood cuttings of *Populus*: analysis of quantitative genetics and genotype x environment interactions. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* (2005a) 35:918-929.
- Zalesny RS, Wiese AH, Bauer EO, Riemenschneider DE. Sapflow of hybrid poplar (*Populus nigra* L. x *P-maximowiczii* A. Henry 'NM6') during phytoremediation of landfill leachate. *Biomass & Bioenergy* (2006) 30:784-793.
- Zalesny RSJ, Hall RB, Bauer EO, Riemenschneider DE. Soil temperature and precipitation affect the rooting ability of dormant hardwood cuttings of *Populus*. *Silvae Genetica* (2005b) 54:47-58.
- Zhang HP, Morison JIL, Simmonds LP. Transpiration and water relations of poplar trees growing close to the water table. *Tree Physiology* (1999) 19:563-573.

ANNEXES

Table des annexes

Annexe I : Etat des lieux des surfaces plantées en TCR et TCCR en France en 2008.

Annexe II : Récapitulatif de la composition en éléments majeurs, ETM, HAP et PCB de différents types de boues en France.

Annexe III : Valeurs et flux d'ETM et d'agents pathogènes limites selon la norme NF U44-051 - Amendements organiques.

Annexe IV : Les espèces accumulatrices et hyper-accumulatrices.

Annexe V : La procédure d'homologation.

Annexe VI : Localisation des îlots

Annexe VII : Evolution de la SAU (recensement agricole 2010)

Annexe VIII : Carte « Quantification des espaces Territoriaux potentiellement disponibles »

Annexe IX : Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les saules »

Annexe X : Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les robiniers »

Annexe XI : Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les peupliers Groupe 1 »

Annexe XII : Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les peupliers Groupe 2 »

Annexe XIII : Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les peupliers Groupe 3 »

Annexe I : Etat des lieux des surfaces plantées en TCR et TTCR en France en 2008

ADEME via FCBA

Réalisation : Caroline RANTIEN sur la base des informations transmises par FCBA dans le programme REGIX – PNRB

TCR

	Surface en ha plantée à l'origine	Année de plantation	Lieu de plantation	Surface (en ha) en production fin 2006	Organisme gestionnaire de la ressource	Valorisation de la biomasse
TCR Peuplier	380	(à partir de 1984)	14 régions dont principalement Midi Pyrénées et Champagne Ardenne	120	AFOCEL	matière - industrie de la pâte à papier
TCR Peuplier et TTCR Peuplier	20	nd	multi sites avec prédominance Centre, Bretagne et Champagne Ardenne	20	INRA	nd
TCR Peuplier	32	1990	Basse Normandie	nd	Biomasse Normandie	nd
TCR Peuplier	10	1995		nd		nd
TCR Peuplier	100	1980	Bourgogne	nd	ONF	nd
TCR Peuplier	7.5	2006 et 2007 (programme REGIX PNRB)	multi sites	7.5	FCBA (ex AFOCEL)	
Total TCR Peuplier				147.5		

TTCR

	Surface en ha plantée à l'origine	Année de plantation	Lieu de plantation	Surface (en ha) en production fin 2006	Organisme gestionnaire de la ressource	Valorisation de la biomasse
TCR Eucalyptus	1000	1983	Midi Pyrénées, Aquitaine et Languedoc Roussillon	350	AFOCEL	matière - industrie de la pâte à papier
TCR Eucalyptus	650	2001		650		matière - industrie de la pâte à papier
TCR Eucalyptus	200	2006		200		matière - industrie de la pâte à papier
TCR Eucalyptus	nd	1960	Corse	735	ONF	énergie (bois de chauffage ou plaquettes forestières)
TCR Eucalyptus	0.65	2007 (programme REGIX PNRB)	Midi Pyrénées	0.65	FCBA (ex AFOCEL)	
Total TCR Eucalyptus				1936		
TTCR Saules	nd	nd	Nord Pas de Calais	44	ADCE (Association pour le développement des cultures énergétiques)	énergie et assainissement
TTCR Saules	13.5	1997	Bretagne	96	AILE	Energie en chaufferie automatique
TTCR Saules	5.5	2002				
TTCR Saules	100	2004				
Total TCR Saules				140		
TOTAL TCR en ha fin 2006				2223		

Annexe II : Récapitulatif de la composition en éléments majeurs, ETM, HAP et PCB de différents types de boues en France.

Source : Bailly et al. (2004)

Elément	Unité	Boues liquides	Boues pâteuses	Boues chaulées	Boues compostées
Teneur en MS	% du Produit Brut	2 à 7	16 à 22	25 à 40	40 à 60
Teneur en MO	% MS	65 à 70	50 à 70	30 à 50	80 à 90
PH	-	6,5 à 7	7 à 8	9 à 12	6 à 7
Rapport C/N	-	4 à 5	5 à 6	8 à 11	15 à 25
Azote	Kg/tonne de PB	2 à 4	8 à 12	6 à 9	5 à 9
Phosphore (P ₂ O ₅)	Kg/tonne de PB	2 à 3	6 à 9	6 à 10	6 à 8
Potasse (K ₂ O)	Kg/tonne de PB	0 à 0,9	0 à 0,8	0 à 1	1 à 2
Chaux (CaO)	Kg/tonne de PB	1 à 3	40 à 60	60 à 90	10 à 30
Magnésie (MgO)	Kg/tonne de PB	0 à 0,5	1 à 2	1 à 2	1 à 2

ETM	Teneurs moyennes (g/t MS)	Valeur-limite (g/t MS) fixée par l'arrêté du 8 janvier 1998
Cadmium	2.5	20
Chrome	50	1 000
Cuivre	330	1 000
Mercurure	2.3	10
Nickel	40	200
Plomb	90	800
Sélénium	10	-
Zinc	800	3 000

	Composé	Concentration moyenne (g/t MS)	Valeur-limite (g/t MS) fixée par l'arrêté du 8 janvier 1998
HPA	Fluoranthène	0,53	5
	Benzo- α -fluoranthène	0,39	2,5
	Benzo- α -pyrène	0,31	2
PCB	Total des 7 PCB (n° 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	0,19	0,8

Annexe III : Valeurs et flux d'ETM et d'agents pathogènes limites selon la norme NF U44-051 Amendements organiques.

Les teneurs en E.T.M., hors cuivre et zinc, inclus dans les apports d'amendements organiques doivent être inférieures :

- aux valeurs limites du Tableau 3 ; et
- aux flux maximaux annuels du Tableau 5.

Les teneurs en cuivre et zinc inclus dans les apports d'amendements organiques doivent être inférieures :

- aux valeurs limites du Tableau 4 (choisir l'une ou l'autre des valeurs limites en mg/kg MS ou mg/kg MO) ; et
- aux flux maximaux annuels du Tableau 5.

Tableau 3 — Valeurs limites en E.T.M.

E.T.M.	Valeurs limites en E.T.M. (mg/kg MS)
As	18
Cd	3
Cr	120
Hg	2
Ni	60
Pb	180
Se	12

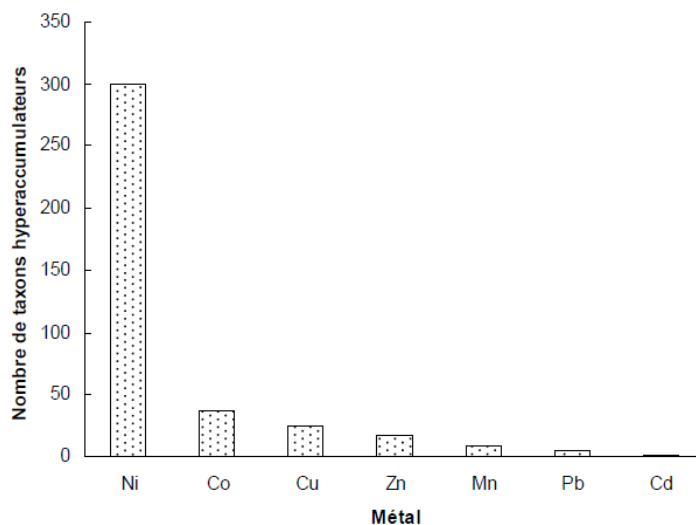
Tableau 4 — Valeurs limites en cuivre et zinc

E.T.M.	Valeurs limites en E.T.M.	
	mg/kg MS	mg/kg MO
Cu	300	600
Zn	600	1 200

Tableau 5 — Flux limites pour les amendements organiques

E.T.M.	Flux maximal sur 10 ans g/ha	Flux maximal par an g/ha
As	900	270
Cd	150	45
Cr	6 000	1 800
Cu	10 000	3 000
Hg	100	30
Ni	3 000	900
Pb	9 000	2 700
Se	600	180
Zn	30 000	6 000

Annexe IV : Les espèces accumulatrices et hyper-accumultrices (Migeon, 2009)



A. Taxons d'angiospermes qui hyperaccumulent des métaux. Les familles prédominantes sont les Astéraceae, les Brassicaceae, les Cyperaceae, les Cunouniaceae, les Caryophyllaceae, les Fabaceae, les Flavouriaceae, les Lamiaceae, les Poaceae, les Violaceae (Prasad, 2004).

Espèce	Fonction dans la phytoremédiation
<i>Alyssum sp.</i>	Accumulatrice de Ni
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Accumulatrice de ¹³⁷ Cs
<i>Armeria maritima</i>	Accumulatrice de Pb
<i>Azolla pinnata</i>	Accumulatrice de Pb, Cu, Cd, Fe
<i>Brassica juncea</i>	Hyperaccumulatrice de métaux lourds
<i>Cannabis sativa</i>	Hyperaccumulatrice de métaux lourds
<i>Cardamonopsis halleri</i>	Hyperaccumulatrice de métaux lourds
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Accumulatrice de métaux lourds
<i>Datura innoxia</i>	Accumulatrice de Ba
<i>Eichhornia crassipes</i>	Accumulatrice de Pb, Cu, Cd et Fe
<i>Helianthus annuus</i>	Accumulatrice de Pb, U et ¹³⁷ Cs
<i>Hydrocotyle umbrellata</i>	Accumulatrice de Pb, Cu, Cd et Fe
<i>Lemma minor</i>	Accumulatrice de Pb, Cu, Cd et Fe
<i>Salix sp.</i>	Phytoextraction de métaux lourds
<i>Typha sp.</i>	Volatilisation de Se
<i>Thlaspi sp.</i>	Accumulatrice de Zn, Pb, et Cd

B. Plantes utilisées en phytoremédiation ((Prasad, 2004)

Espèce	Métal	Teneur foliaire (mg kg MS ⁻¹)	Référence
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Zn	39600	Reeves & Brooks (1983)
	Cd	1800	Baker & Walker (1990)
<i>Ipomea alpina</i>	Cu	12300	Baker & Walker (1990)
<i>Haumaniastrum robertii</i>	Co	10200	Brooks (1998)
<i>Astragalus racemosus</i>	Se	14900	Beath et al. (1937)
<i>Berkheya coddii</i>	Ni	5500	Robinson et al. (1997)

C. Quelques espèces hyperaccumulatrices étudiées depuis quelques années

Elément	Plante présentant la plus forte concentration	Origine	Concentration la plus élevée (mg kg MS ⁻¹)
Al	<i>Solidago hispida</i>	Canada	6820
As	<i>Agrostis tenuis (capillaris)</i>	Culture	2000
Cd	<i>Vallisneria spiralis</i>	Inde	6242
Co	<i>Haumanistrum robertii</i>	Afrique	10200
Cr	<i>Medicago sativa</i>	Culture	7700
Cu	<i>Larrea tridentata</i>	Etats-Unis	23700
Hg	<i>Pistia stratiotes</i>	Tropiques	1100
Mn	<i>Macdemia neurophylla</i>	Nouvelle Calédonie	51800
Mo	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Europe	1500-1800
Ni	<i>Psychotria douarrei</i>	Nouvelle Calédonie	4500
Pb	<i>Brassica juncea</i>	Culture	26200
U	<i>Helianthus annuus</i>	Culture	>15000
Zn	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Europe	52000

D. Plantes les plus intéressantes en phytoremédiation recensées dans la base de données PHYTOREM. (Canada, 2003; McIntyre, 2003).

Annexe V : La procédure d'homologation

(Chauvin, 2003)

D'après l'article 3 de la loi n° 79-595, un produit ne peut être homologué que si "il a fait l'objet d'un examen destiné à vérifier son efficacité et son innocuité à l'égard de l'homme, des animaux et de son environnement, dans les conditions d'emploi prescrites et normales". Pour obtenir l'homologation, un dossier doit être déposé auprès du Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales, Direction générale de l'alimentation (DGAL), Sous-Direction de la protection des végétaux, Bureau réglementation des produits antiparasitaires et des matières fertilisantes.

L'arrêté du 21 décembre 1998 (J.O. du 12 février 1999) prévoit la procédure pour obtenir l'homologation (voir figure ci-dessous). Cet arrêté a abrogé l'arrêté préexistant du 11 septembre 1981. Le dossier présenté est étudié en premier lieu par la commission d'étude de la toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et produits assimilés, des matières fertilisantes et des supports de culture (créée par le décret n°74-682 du 1^{er} août 1974 et dont les compétences ont été étendues aux matières fertilisantes et supports de culture par le décret n° 80-477). Une sous-commission est chargée spécifiquement de ces derniers produits. Cette sous-commission a notamment pour mission d'examiner - à partir des dossiers de demande d'homologation présentés - les risques de toxicité directe et indirecte à l'égard de l'homme et des animaux, ainsi que les dangers que peut présenter la dispersion dans l'environnement des matières fertilisantes et des supports de culture. Après étude du dossier, la commission émet l'un des avis suivants :

- Avis favorable avec ou sans demande d'étude(s) complémentaire(s);
- Mise en attente, avec demande de compléments;
- Avis défavorable.

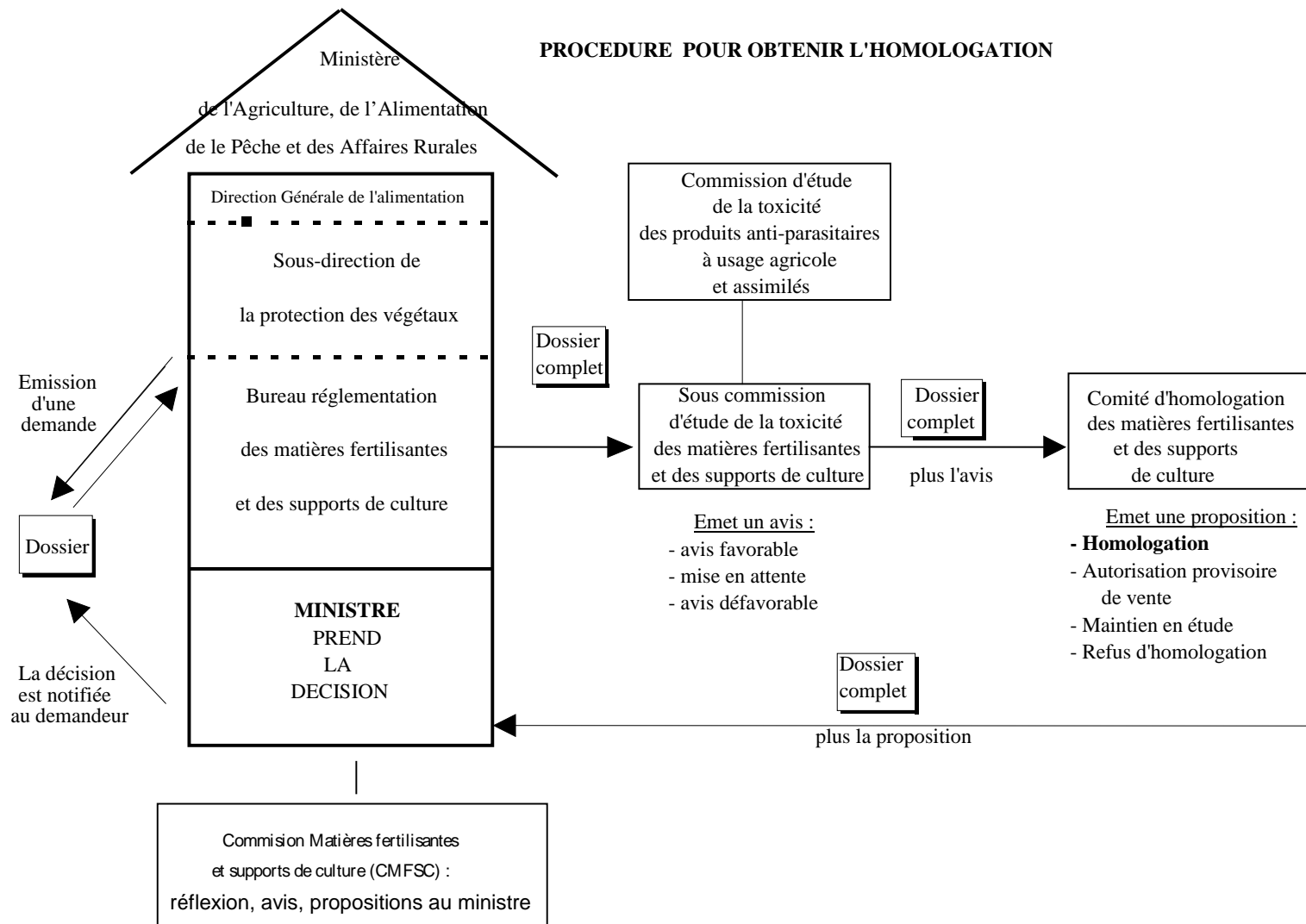
Dans un deuxième temps, le dossier est soumis à l'examen du comité d'homologation des matières fertilisantes et supports de culture (créé par le décret n° 80-477). Ce comité est chargé de vérifier la conformité du produit aux règles générales relatives à l'homologation et l'efficacité du produit. Après examen du dossier et prise en compte de l'avis de la commission d'étude de la toxicité, le comité d'homologation fait l'une des propositions suivantes :

- Homologation pour tout produit dont l'efficacité et l'innocuité ont été reconnues, conformément aux règles générales définies par la commission des matières fertilisantes et des supports de culture (CMFSC) ainsi que par la commission d'étude de la toxicité des matières fertilisantes et des supports de culture;
- Autorisation provisoire de vente (APV) pour les produits ne correspondant pas strictement aux règles générales mais dont l'innocuité est prouvée dans les conditions d'emploi prescrites. L'efficacité doit être confirmée par d'autres essais;
- Maintien en étude sans autorisation provisoire de vente pour les produits dont les propriétés ne sont pas suffisamment connues;

- Refus d'homologation pour les produits non conformes, ou dont l'efficacité et/ou l'innocuité ne sont pas établies.

Sur proposition du comité d'homologation, le ministre de l'Agriculture prend la décision concernant le dossier présenté. La durée de validité de l'homologation est de dix ans, renouvelable sur demande si le produit est toujours conforme aux règles générales. Pour les autorisations provisoires de vente, la durée de validité est fixée au cas par cas (quatre ans maximum, renouvelable exceptionnellement pour deux ans).

Dans la pratique, le recours à la procédure d'homologation est rare. Seulement 5 à 10 % des matières fertilisantes et des supports de culture font l'objet d'une homologation ou d'une autorisation provisoire de vente (Orsini et Monnet, 1994). La procédure d'homologation doit donc être considérée comme une voie "générale spécifique", c'est à dire comme une procédure "individuelle" et préalable d'autorisation. La majorité des matières fertilisantes et des supports de culture mis sur le marché sont soit conformes aux engrais CE, ou soit conformes à une norme rendue d'application obligatoire, et sont dispensés, de ce fait, de l'homologation.



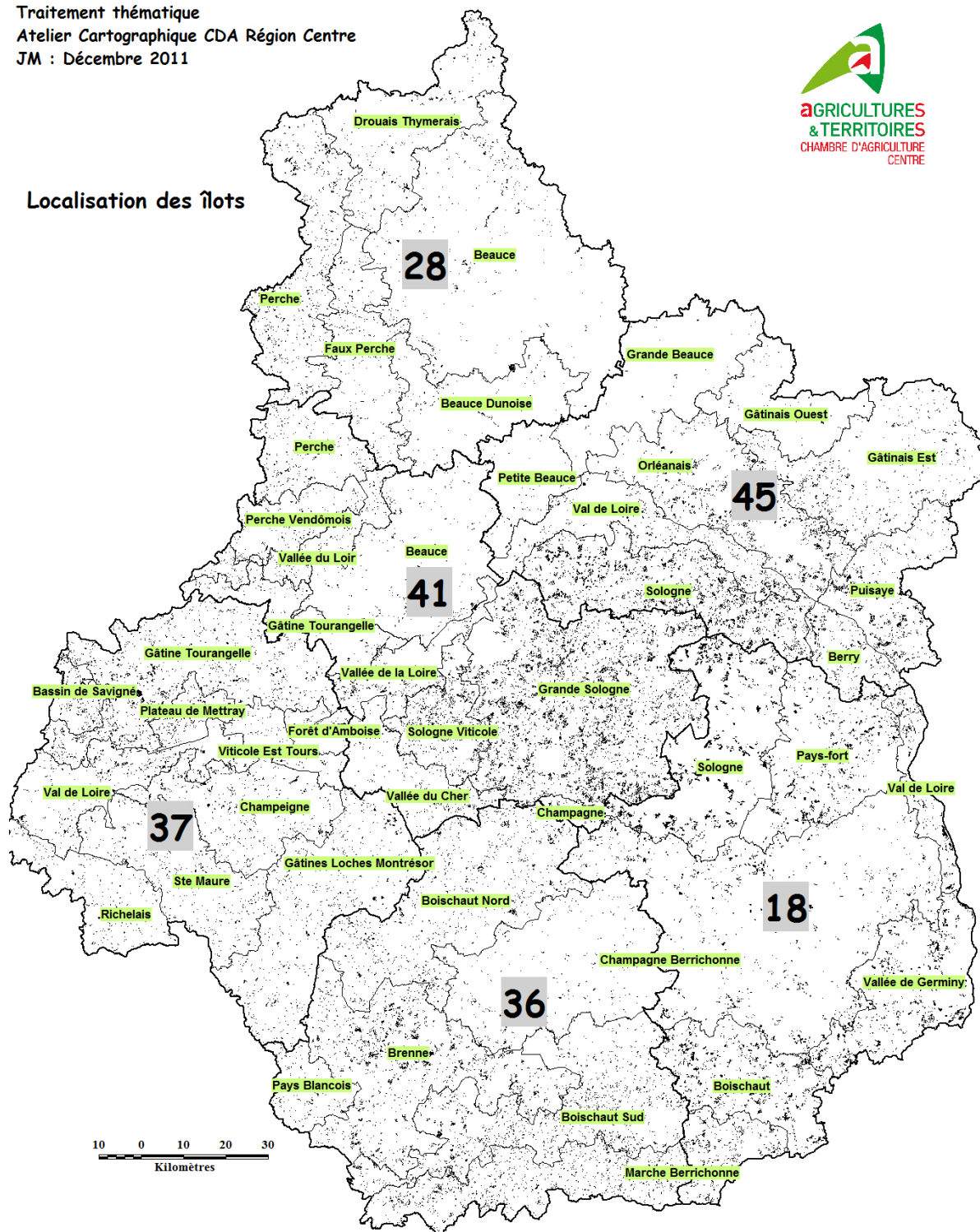
Annexe VI : Localisation des îlots

Techniques Sylvicoles et Agricoles Remédiantes - Pré-étude Quantification des espaces territoriaux potentiellement disponibles

Traitement thématique
Atelier Cartographique CDA Région Centre
JM : Décembre 2011



Localisation des îlots



Carte IGN - BD CARTO IGN
© IGN PARIS - "Reproduction interdite"

Annexe VII : Evolution de la SAU (recensement agricole 2010)

Source DRAAF Centre, 2011



Evolution de la SAU entre 2000 et 2010

Evolution de la surface agricole utilisée
En % entre 2000 et 2010

- Progression de la SAU
- Stable
- Baisse 1 à moins de 2 %
- Baisse de 2 à moins de 3 %
- Baisse de 3 à moins de 5 %
- Baisse supérieure à 5 %

Évolution de la SAU

D18 – 2,3 %

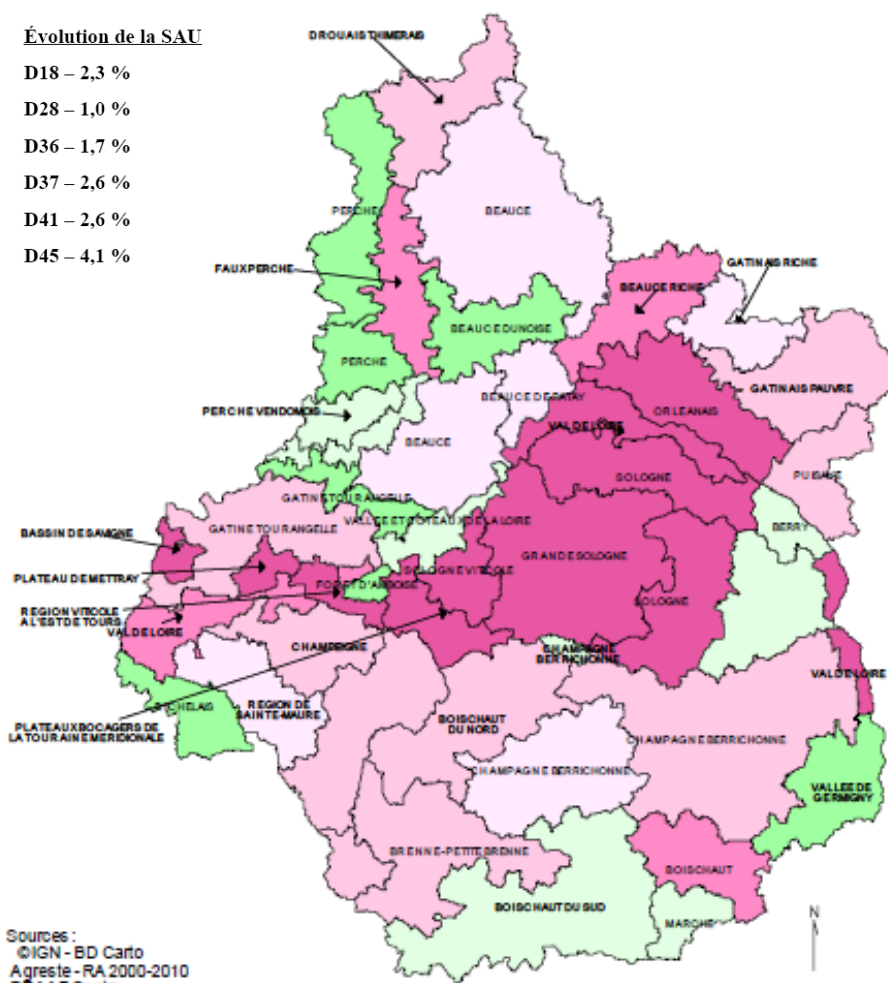
D28 – 1,0 %

D36 – 1,7 %

D37 – 2,6 %

D41 – 2,6 %

D45 – 4,1 %



Sources :
©IGN - BD Cartho
Agreste - RA 2000-2010
DRAAF Centre
Septembre 2011
Conception DRAAF Centre

0 35 70
Kilomètres

Annexe VIII : Carte « Quantification des espaces Territoriaux potentiellement disponibles »

Techniques Sylvicoles et Agricoles Remédiantes - Pré-étude Quantification des espaces territoriaux potentiellement disponibles

Traitement thématique
Atelier Cartographique CDA Région Centre
JM : Décembre 2011

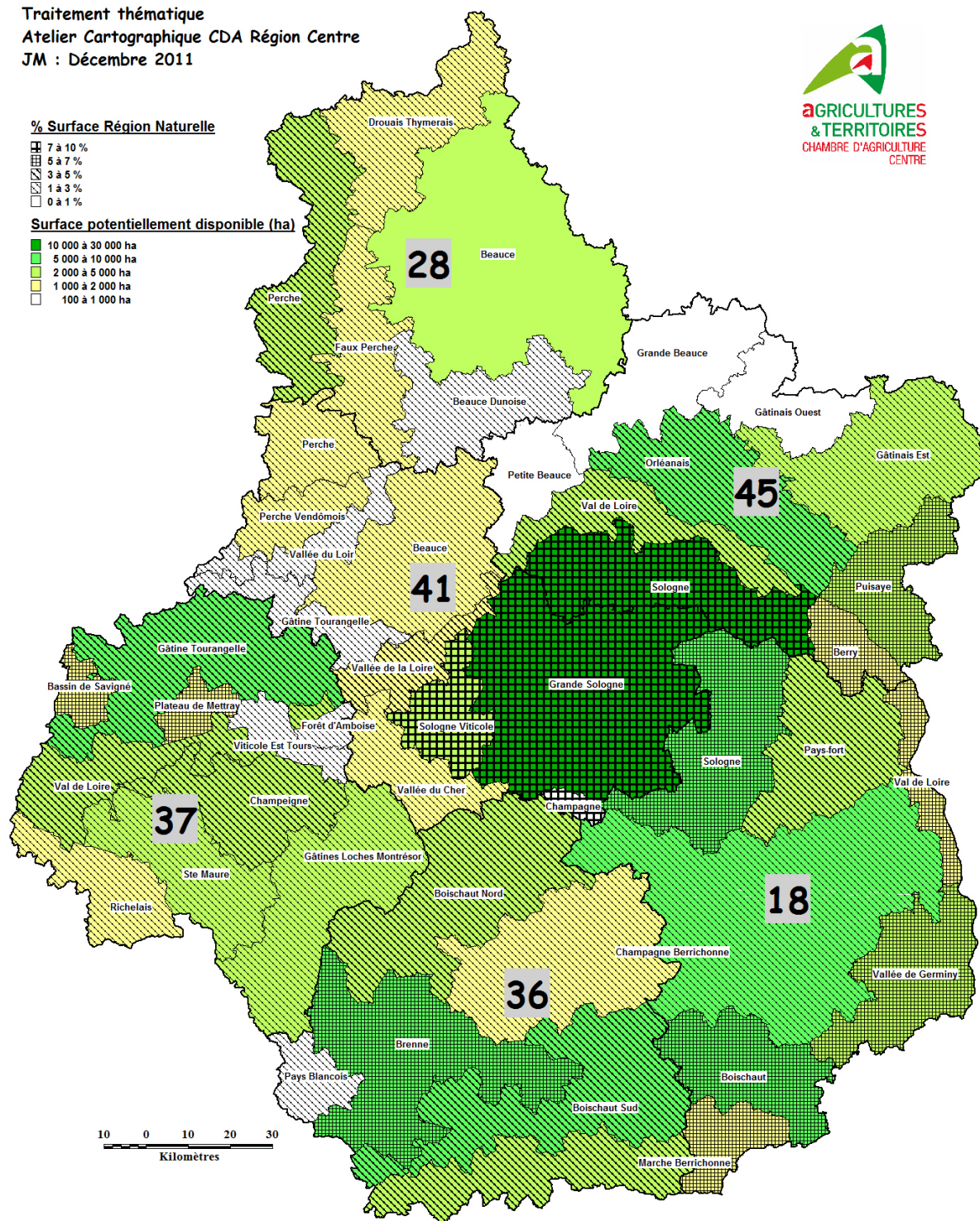


% Surface Région Naturelle

- 7 à 10 %
- 5 à 7 %
- 3 à 5 %
- 1 à 3 %
- 0 à 1 %

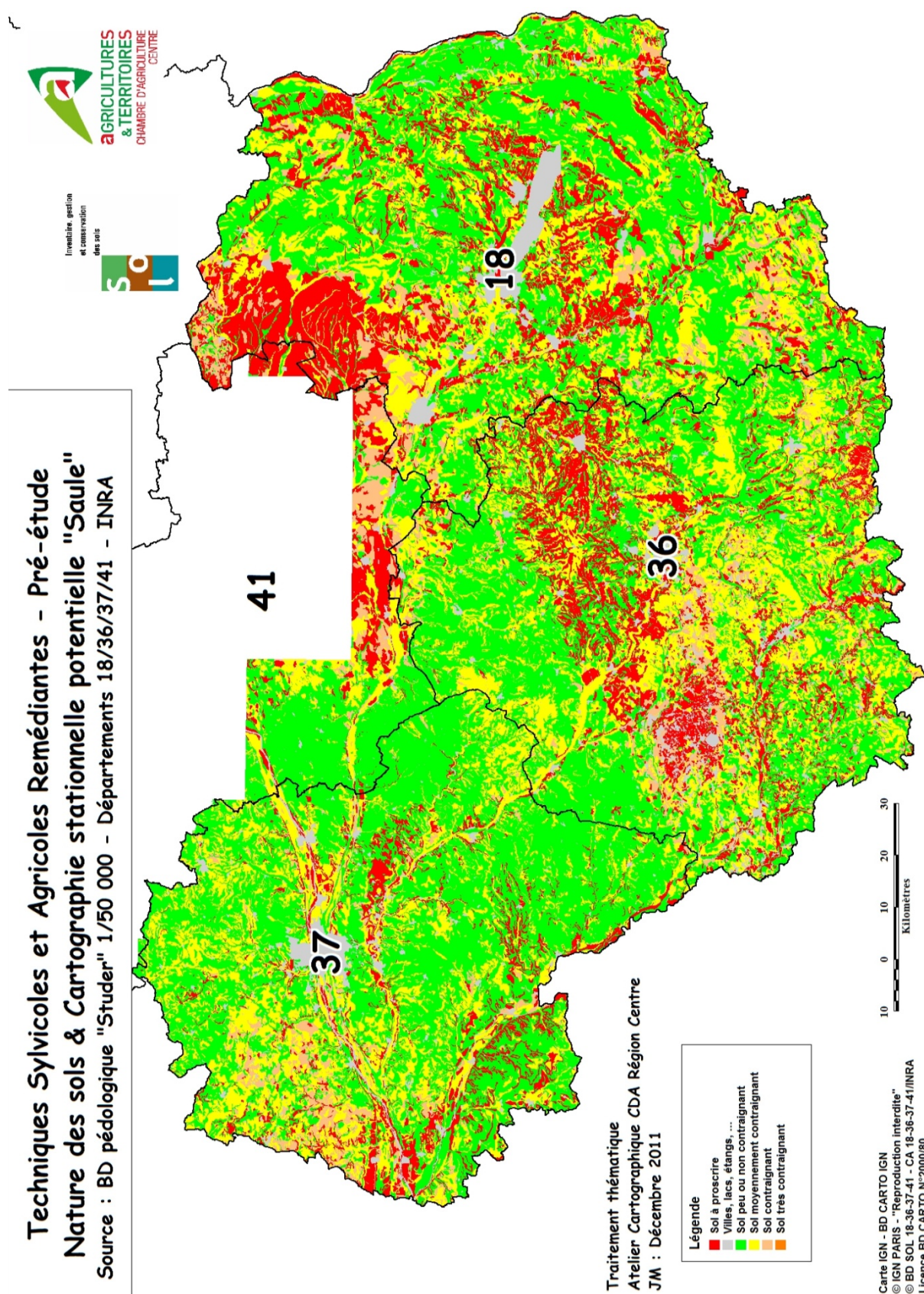
Surface potentiellement disponible (ha)

- 10 000 à 30 000 ha
- 5 000 à 10 000 ha
- 2 000 à 5 000 ha
- 1 000 à 2 000 ha
- 100 à 1 000 ha

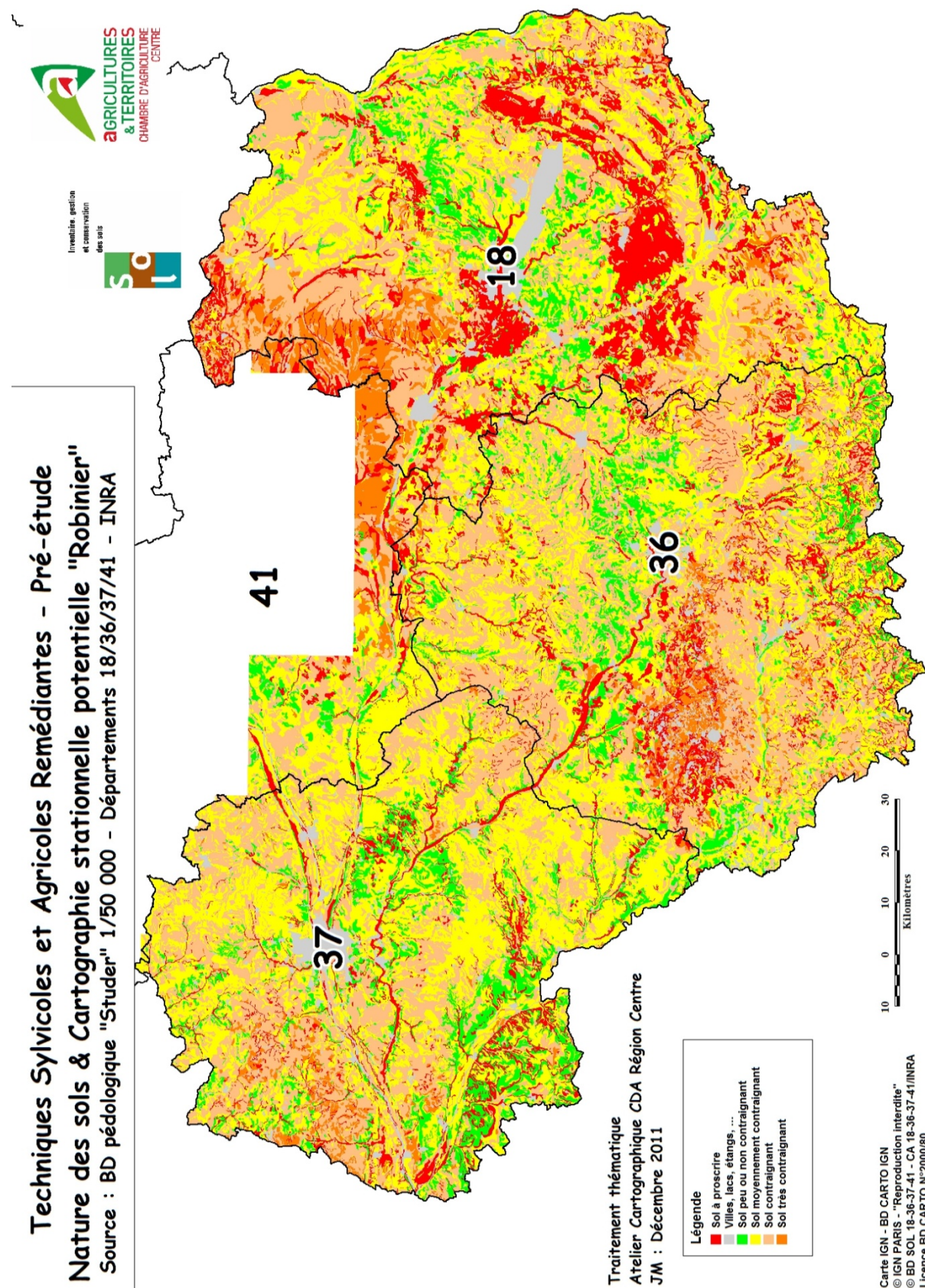


Carte IGN - BD CARTO IGN
© IGN PARIS - "Reproduction interdite"
Licence BD CARTO N°2000/80

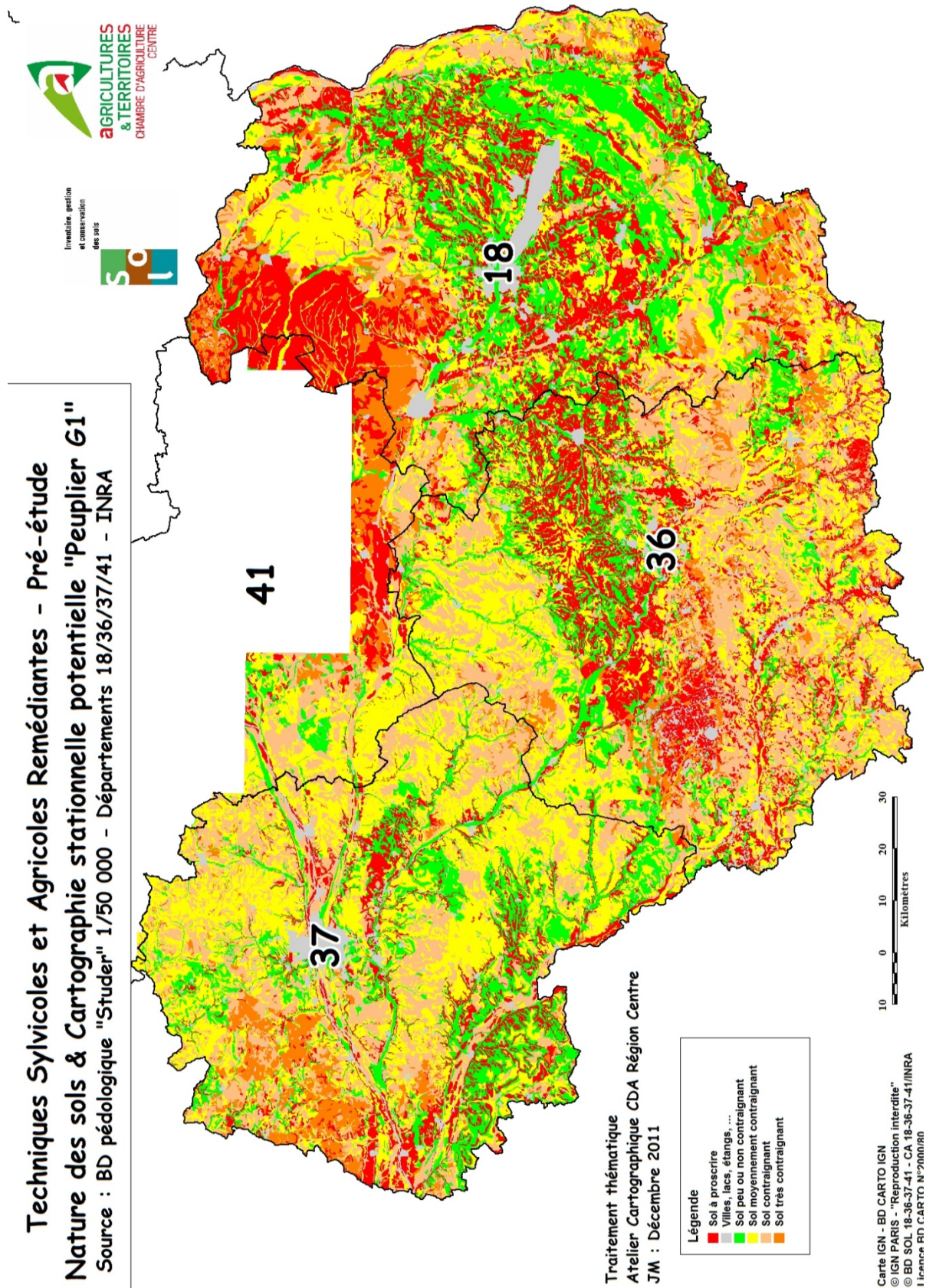
Annexe IX : Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les saules »



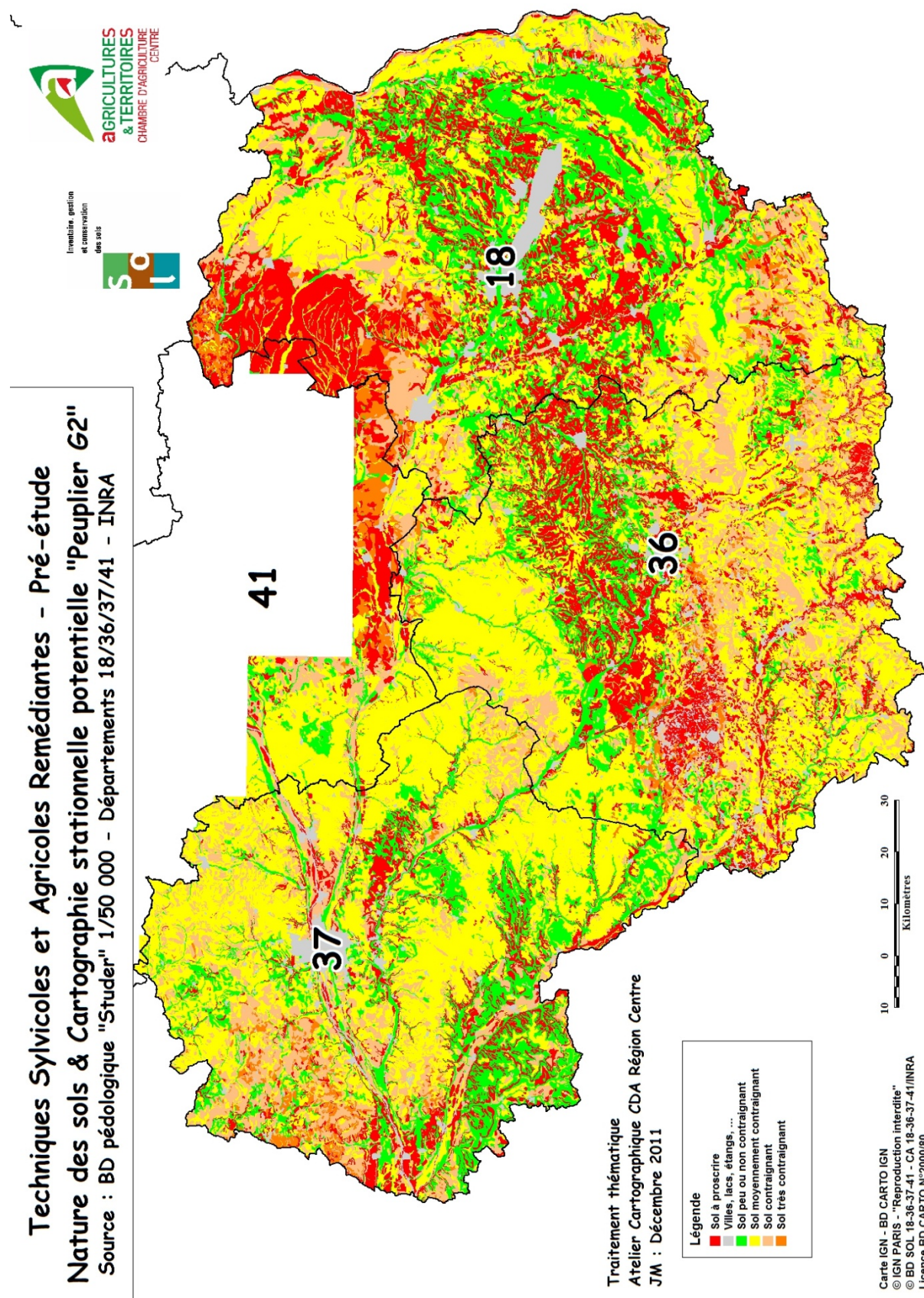
Annexe X: Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les robiniers »



Annexe XI : Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les peupliers Groupe 1 »



Annexe XII : Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les peupliers Groupe 2 »



Annexe XIII : Carte « Nature des sols et cartographie stationnelle potentielle pour les peupliers Groupe 3 »

