

## Revue de littérature concernant les enrochements végétalisés et leurs effets sur la protection et la pérennité des berges

### Documents et extraits de documents :

- Génie végétal en rivière de montagne – Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales : végétalisation de berges et ouvrages bois.  
[http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/pdf/GeniAlp\\_Ouvrage\\_Complet.pdf](http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/pdf/GeniAlp_Ouvrage_Complet.pdf)  
<http://www.geni-alp.org/ouvrage/techniques/414-chantier-de-cluses>  
[http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/pdf/GeniAlp\\_Ouvrage\\_Bibliographie.pdf](http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/pdf/GeniAlp_Ouvrage_Bibliographie.pdf)
- Quelles techniques pour végétaliser des enrochements de berges de cours d'eau ?  
<http://www.terraerosion.com/documents/techniques-vegetalisation-enrochements-berges-rivieres-SET-revue.pdf>
- Extraits de conférence. Études de cas impliquant des problématiques de glace et d'enrochements végétalisés. [https://qcbs.ca/wp-content/uploads/2016/08/Quebec\\_Phytotechnologies\\_Raymond.pdf](https://qcbs.ca/wp-content/uploads/2016/08/Quebec_Phytotechnologies_Raymond.pdf)
- Fiche technique de la Société québécoise de phytotechnologie. La stabilisation des pentes.  
[http://www.phytotechno.com/wp-content/uploads/2019/05/SQP\\_FicheTechnique\\_StabilisationPentes.pdf](http://www.phytotechno.com/wp-content/uploads/2019/05/SQP_FicheTechnique_StabilisationPentes.pdf)
- Guide sur les ouvrages en bande riveraine. Techniques de stabilisation et de protection.  
[https://www.rpns.ca/sites/www.rpns.ca/files/upload/outils\\_de\\_sensibilisation/guidebandesriveraines\\_guide\\_gslr\\_201706.pdf](https://www.rpns.ca/sites/www.rpns.ca/files/upload/outils_de_sensibilisation/guidebandesriveraines_guide_gslr_201706.pdf)
- Guide de mise en valeur riveraine. Protéger la qualité de vie des lacs et des cours d'eau.  
[https://mrcbm.qc.ca/common/documentsContenu/Guide\\_de\\_mise\\_en\\_valeur\\_riveraine\\_-\\_edition\\_2012.pdf](https://mrcbm.qc.ca/common/documentsContenu/Guide_de_mise_en_valeur_riveraine_-_edition_2012.pdf)
- Exemples d'ouvrages végétalisés pour stabiliser des berges du fleuve Saint-Laurent
- Modélisation de la dissipation de l'énergie des vagues par la végétation de marais littoral [http://semaphore.uqar.ca/id/eprint/259/1/Nicolas\\_Lambert\\_juin2009.pdf](http://semaphore.uqar.ca/id/eprint/259/1/Nicolas_Lambert_juin2009.pdf)

### Congrès d'intérêt sur le sujet :

[Colloque 2014 – Phytotechnologie](#)  
[I.S.Rivers - Organisation générale \(graie.org\)](#)

Comment résiste le végétal en cas de crue ? Risque-t-il d'être arraché et emporté par le courant ? Les expérimentations faites sur ce canal artificiel à Vienne ont ainsi apporté des réponses intéressantes quant à la résistance des saules immergés. Dans ce canal, construit dans le lit de la rivière, les chercheurs ont notamment implanté différents types d'ouvrages de génie végétal. En contrôlant le débit et en mesurant la vitesse de l'eau, ils ont développé des connaissances sur la résistance de ces ouvrages face aux crues.



Fig. 10 - Canal de test de l'Institut für Ingenieurbiologie und Landschaftsbau.

Pour en savoir plus, se référer au site de l'Universität für Bodenkultur Wien (en allemand) :

<http://www.baunat.boku.ac.at/8615.html?&L=1>

Notons aussi qu'une fois couchés, les arbustes immergés offrent une résistance à l'écoulement grâce à l'effet de peigne engendré par leurs branchages (tiges et feuilles). Ils ralentissent l'écoulement à proximité de la berge, ce qui favorise les dépôts sédimentaires.



Fig. 11 - Piégeage des sédiments fins par les ramilles anti-affoulement, placées ici sous un ouvrage de protection de pied de berge, perpendiculairement au courant.

### 3.2.1.2. Résistance des végétaux à la force d'arrachement

Les premières années de vie d'un aménagement en génie végétal sont déterminantes pour sa longévité. Les végétaux ne sont alors pas totalement implantés et la résistance mécanique de l'ouvrage n'a pas atteint son optimum. C'est une des raisons pour laquelle des matériaux non vivants (géotextiles, pieux, blocs) sont le plus souvent associés dans les aménagements.

#### → Force du courant et arrachement des saules

La force de traînée peut être estimée à partir de la formule de Newton (Oplatka 1998) :

$$S_w = \frac{1}{2} \times \rho_w \times C_d \times A \times v^2$$

Où :

- $S_w$  = la force de traînée (N) ;
- $\rho_w$  = la masse volumique de l'eau ( $\text{kg.m}^{-3}$ ) ;
- $C_d$  = le coefficient de résistance (-) ;
- $A$  = la surface d'application de la force sur le végétal ( $\text{m}^2$ ) ;
- $v$  = la vitesse d'écoulement ( $\text{m.s}^{-1}$ ).

Le coefficient de résistance  $C_d$  est considéré comme constant, égal à 0,6, à partir d'une vitesse d'écoulement de  $0,55 \text{ m.s}^{-1}$  (Vollsinger *et al.* 2005, dans Stone *et al.* In press).

En réaction à cet effort, un couple résistant  $M_R$  et une force de résistance à l'arrachement  $R$  apparaissent au niveau du système racinaire (fig. 12).

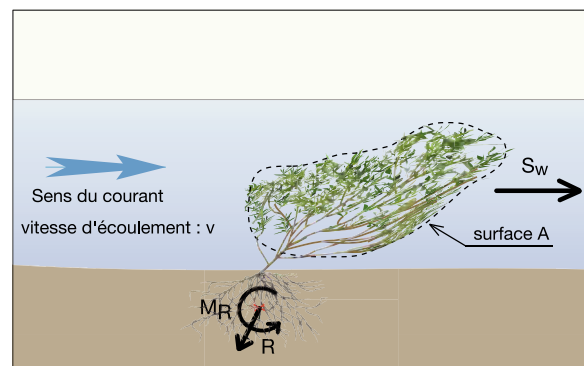


Fig. 12 - Efforts mécaniques engendrés par le courant sur un arbuste immergé. Avec  $R$ , la force de résistance à l'arrachement, et  $M_R$ , le couple résistant.

La résistance des végétaux à l'arrachement a fait l'objet d'expérimentations menées par Vollsinger *et al.* (2000) sur différentes espèces de saules âgés de 2 à 5 ans. L'expérience met notamment en évidence une différence de résistance entre les différentes espèces végétales. Il est important de noter que cette résistance est, dans tous les cas, 5 à 10 fois supérieure à la force  $S_w$ , exercée par le courant (fig. 13).

### 4.3. Enrochements végétalisés

L'enrochement végétalisé ne constitue pas une technique de génie végétal en tant que telle, car le végétal ne participe pas directement à la résistance mécanique de la berge (chap. 1.3.1). Toutefois, les enrochements végétalisés correspondent à des modèles naturels sur certains torrents à forte pente, et leur utilisation peut ainsi se justifier dans ce cas.

**Sur les rivières de plaine ou de piémont, les enrochements ne correspondent pas à la granulométrie des berges naturelles, ils sont à éviter au maximum sur le plan environnemental.**

Aussi, les enrochements bruts s'avèrent être des zones préférentielles de développement des espèces exotiques envahissantes comme la renouée du Japon ou le buddleia (chap. II.6). Et la présence d'enrochements bruts constitue souvent des « verrues » sur le plan paysager.

Par ailleurs, dans les vallées alpines urbanisées, les ripisylves constituent parfois le seul corridor biologique permettant la circulation des espèces le long de la vallée. Or, lorsque les berges sont enrochées, l'absence de végétation entraîne une discontinuité des corridors biologiques.

En effet, les températures élevées observées en été sur les rochers et l'absence de végétation rendent ces milieux peu propices à l'accueil et à la circulation des espèces animales et végétales.

Les rôles majeurs de corridor écologique, de rempart contre les exotiques envahissantes et de qualité paysagère assurés par les ripisylves amènent à se questionner sur la possible végétalisation de ces enrochements bruts. La meilleure solution sur le plan environnemental serait d'enlever les enrochements et de reconstruire des berges plus naturelles avec des techniques de génie végétal. Cependant, cette solution est parfois inenvisageable en raison des enjeux (infrastructures, etc.), de l'espace disponible et des contraintes hydrauliques (seuils, etc.). Aussi, la végétalisation d'enrochements présente un intérêt certain pour traiter l'énorme parc d'enrochements existant.

À ce jour, si des expériences existent à l'étranger (Italie, Autriche, Canada, etc.), la revégétalisation d'enrochement n'est que très peu utilisée en France et en Suisse. Seules quelques réalisations ponctuelles existent sur ce territoire. Il existe donc peu de retours d'expériences dans ce domaine, alors que les besoins peuvent être considérés comme importants au regard des longueurs de berges de cours d'eau enrochées sans végétation.

Si l'enrochement sur les rivières de plaine et de piémont est souvent un pis-aller sur le plan environnemental, lorsqu'on fait le choix d'en poser, autant le végétaliser. En effet, ils gagnent ainsi sur le plan de l'intégration paysagère et de l'accueil de la biodiversité, même si on ne retrouve pas la diversité que l'on peut observer sur une berge naturelle.

Nous abordons ainsi dans ce chapitre des expérimentations et chantiers menés sur des travaux de végétalisation d'enrochements existants et sur la végétalisation à l'avancement d'enrochements neufs.

#### 4.3.1. Expérimentation sur les enrochements du seuil de l'Arve de Vougy-Marignier en Haute-Savoie



##### Revégétalisation d'enrochements

De fortes pressions anthropiques (digues de protection, remblai de la voie ferrée, autoroute, etc.) ont contribué à « chenaliser » l'Arve sur pratiquement 70 % de son linéaire (107 km). L'enfoncement généralisé du lit depuis les années 1970-1980 n'a fait qu'accroître ce phénomène. Ces modifications importantes du fonctionnement morphologique de la rivière ont nécessité la mise en place d'un grand nombre d'ouvrages de protection et de correction (seuils) à base d'enrochements. Ces enrochements totalisent un linéaire de 140 km.



Fig. 68 - Vue de la berge sud de l'Arve au niveau du seuil de Vougy-Marignier. État de l'enrochement avant les travaux de végétalisation.

Ce projet réalisé pendant l'hiver 2010-2011 a consisté à mettre en œuvre différents procédés de revégétalisation d'enrochements sur plusieurs parcelles expérimentales afin de comparer et d'évaluer la réussite de ces différentes techniques. Les résultats de l'expérimentation permettent de proposer des techniques pour la végétalisation d'enrochements existants, dans les cas où la suppression pure et simple des protections de berge apparaît impossible en raison des contextes locaux (espace disponible, contraintes mécaniques, enjeux à protéger).

Le linéaire concerné par le projet est constitué de 200 m d'enrochement sur chaque berge, chacune large de 8 m. L'expérimentation porte au total sur 3 200 m<sup>2</sup>. Les deux berges sont traitées de manière identique avec cinq techniques de végétalisation différentes. La reprise végétative et la diversité floristique seront suivies afin d'évaluer la pertinence de chaque technique.

Les deux berges sont exposées respectivement nord et sud. L'influence de l'exposition est ainsi prise en compte.

#### 4. Les différentes techniques de protection de berges employant des végétaux vivants

Les espèces bouturées sont des saules et de la myricaire (*Myricaria germanica*) prélevés localement. Les espèces de saule mises en place sont, pour les boutures :

- Saule drapé (*Salix elaeagnos*) ;
- Saule pourpre (*Salix purpurea*) ;
- Saule faux daphné (*Salix daphnoides*) ;
- Saule à trois étamines (*Salix triandra*).

Pour les pieux, seul *Salix daphnoides* a été utilisé, unique espèce disponible à proximité dans les dimensions souhaitées.



Fig. 69 - Vue aérienne du seuil, depuis l'amont, en septembre 2010. La berge de gauche est orientée nord et celle de droite est orientée sud. L'impact paysager et la discontinuité du corridor alluvial apparaissent clairement.



Fig. 70 - Vue aérienne du seuil, depuis l'aval, en septembre 2011.

##### Placette n° 1 : forage de l'enrochement

Des forages ont été effectués entre les interstices à 2 m de profondeur (1 forage par 4 m<sup>2</sup>, diamètre de 10 cm). Puis mise en place de pieux vivants de *Salix daphnoides* de plus de 3 m. Ensuite, injection de terre liquide uniquement autour du pieu (afin de colmater le forage), comprenant des éléments grossiers (présence significative de sable, avec limon ou argile pour la tenue de la terre et la capacité de rétention de l'eau). Enfin, une collerette de géotextile a été mise en place à la base de tous les pieux (fig. 71).



Fig. 71 - Placette n° 1 : développement d'un pieu de saule faux daphné en août de la première saison de végétation.

##### Placette n° 2 : garnissage des vides à la lance

Les vides sont comblés par projection dans les interstices de terre liquide, comprenant des éléments grossiers (proportion significative de sable, avec limons ou argiles), et bouturage avec une densité de 2 à 3 boutures standard par m<sup>2</sup> (fig. 72 et 73).



Fig. 72 - La lance garantit un remplissage des interstices en profondeur.



Fig. 73 - L'enrochement après le comblement des vides.

Placette n° 3 : garnissage des vides à la lance + géotextile coco

Cette placette est identique à la placette n° 2 en rajoutant un géotextile coco de fort grammage fixé à l'aide de clous plantés dans les blocs et de fil de fer.

Placette n° 4 : placage à la pelle mécanique

Les interstices entre les pierres sont comblés par placage de terre à la pelle mécanique. Des bouturages ont été réalisés avec une densité de 2 à 3 boutures par m<sup>2</sup> (fig. 74 et 75).



Fig. 74 - Placage de la terre à la pelle mécanique.

Placette n° 5 : placage à la pelle mécanique + géotextile coco

Cette placette est identique à la placette n° 4 en rajoutant un géotextile coco de fort grammage fixé à l'aide de clous plantés dans les blocs et de fil de fer.



Fig. 75 - Vue sur l'enrochement avec une partie plaquée et l'autre nue.

Tab. 23 - Coûts des différentes techniques : (a) placette n° 1 ; (b) placette n° 2 ; (c) placette n° 3 ; (d) placette n° 4 ; (e) placette n° 5 (s'agissant de la végétalisation d'enrochements existants, ces coûts n'incluent pas la fourniture et la mise en place des blocs).

<b>(a) Placette n° 1</b>	
Surface totale (m <sup>2</sup> )	160
<b>Amont de la berge (1/3)</b>	<b>4 695 €</b>
Forage	
Injection de « coulis terreux »	
Pieux vivants	
Ensemencement en 2 passes	
<b>Aval de la berge (2/3)</b>	<b>1 403 €</b>
Placage et recouvrement de terre	
Mise en place de plants (1/m <sup>2</sup> )	
Ensemencement en 2 passes	
<b>Total</b>	<b>6 098 €</b>
<b>Ratio prix/m<sup>2</sup></b>	<b>38 €</b>

<b>(b) Placette n° 2</b>	
Surface totale (m <sup>2</sup> )	160
<b>Amont de la berge (1/3)</b>	<b>2 109 €</b>
Remplissage en profondeur des interstices	
Placage et recouvrement de terre	
Boutures (3/m <sup>2</sup> )	
Ensemencement en 2 passes	
<b>Aval de la berge (2/3)</b>	<b>1 403 €</b>
Placage et recouvrement de terre	
Mise en place de plants (1/m <sup>2</sup> )	
Ensemencement en 2 passes	
<b>Total</b>	<b>3 512 €</b>
<b>Ratio prix/m<sup>2</sup></b>	<b>22 €</b>

## 4. Les différentes techniques de protection de berges employant des végétaux vivants

<b>(c) Placette n° 3</b>	
Surface totale (m <sup>2</sup> )	160
<b>Amont de la berge (1/3)</b>	<b>3 109 €</b>
<i>Remplissage en profondeur des interstices</i>	
<i>Placage et recouvrement de terre</i>	
<i>Boutures (3/m<sup>2</sup>)</i>	
<i>Ensemencement en 2 passes</i>	
<i>Géofilet coco</i>	
<b>Aval de la berge (2/3)</b>	<b>1 403 €</b>
<i>Placage et recouvrement de terre</i>	
<i>Mise en place de plants (1/m<sup>2</sup>)</i>	
<i>Ensemencement en 2 passes</i>	
<b>Total</b>	<b>4 512 €</b>
<b>Ratio prix/m<sup>2</sup></b>	<b>28 €</b>

<b>(d) Placette n° 4</b>	
Surface totale (m <sup>2</sup> )	160
<b>Amont de la berge (1/3)</b>	<b>1 718 €</b>
<i>Placage et recouvrement de terre</i>	
<i>Boutures (3/m<sup>2</sup>)</i>	
<i>Ensemencement en 2 passes</i>	
<b>Aval de la berge (2/3)</b>	<b>1 403 €</b>
<i>Placage et recouvrement de terre</i>	
<i>Mise en place de plants (1/m<sup>2</sup>)</i>	
<i>Ensemencement en 2 passes</i>	
<b>Total</b>	<b>3 121 €</b>
<b>Ratio prix/m<sup>2</sup></b>	<b>20 €</b>

<b>(e) Placette n° 5</b>	
Surface totale (m <sup>2</sup> )	160
<b>Amont de la berge (1/3)</b>	<b>2 718 €</b>
<i>Placage et recouvrement de terre</i>	
<i>Boutures (3/m<sup>2</sup>)</i>	
<i>Ensemencement en 2 passes</i>	
<i>Géofilet coco</i>	
<b>Aval de la berge (2/3)</b>	<b>1 403 €</b>
<i>Placage et recouvrement de terre</i>	
<i>Mise en place de plants (1/m<sup>2</sup>)</i>	
<i>Ensemencement en 2 passes</i>	
<b>Total</b>	<b>4 121 €</b>
<b>Ratio prix/m<sup>2</sup></b>	<b>26 €</b>

## Création d'énrochements végétalisés à l'avancement

Les plançons utilisés doivent être suffisamment longs pour que les racines puissent aller chercher la terre et les nutriments derrière l'énrochement. En effet, les énrochements en eux-mêmes constituent un habitat avec une faible réserve hydrique et en nutriments pour les plantes. De plus, le fait que les racines se développent sous l'énrochement et pas dans celui-ci, évite sa déstabilisation éventuelle.

Lorsqu'on réalise un énrochement végétalisé, il est préférable d'utiliser une couche de transition plutôt qu'un géotextile synthétique pour protéger l'ouvrage contre l'érosion interne. En effet, les racines peuvent se développer à travers la couche de transition, ce qui n'est pas le cas avec un géotextile synthétique.

Sur l'Arve, à Vougy, pour corriger une érosion présente en rive gauche à l'aval du seuil, une partie de la berge a été protégée avec une technique mixte comprenant un énrochement de pied de berge surmonté par des lits de plants et plançons. L'énrochement de pied de berge a été végétalisé à l'avancement. Une couche de terre a été déposée au-dessus de chaque bloc, puis un plançon de saule faux daphné d'une longueur de 2,5 m a été mis en place tous les 2 m<sup>2</sup>. Après quoi, les blocs supérieurs ont été mis en place et recouverts de terre. Un ensemencement de toute la zone a également été réalisé (fig. 76 et 77).



Fig. 76 - Mise en place de l'énrochement végétalisé en février 2011.



Fig. 77 - Le même endroit en septembre 2011.

### 4.3.2. Autre technique d'enrochement végétalisé à l'avancement

Si les enrochements végétalisés sont peu utilisés en France, ils le sont plus dans d'autres pays comme l'Italie, l'Autriche ou le Canada.

Les illustrations présentées ci-dessous proviennent de travaux menés par la société canadienne Terra Erosion Control (<http://www.terraerosion.com/company.htm>) qui est dirigée par Pierre Raymond.

Cette société pratique la mise en place d'enrochements végétalisés sur de grandes longueurs. Sur la figure 78, on peut voir la coupe type des ouvrages qu'elle met en place. Sur un premier lit d'enrochement protégé par une couche de transition, une tranchée est excavée et un géotextile déroulé. Puis, un lit de plançons est mis en place et recouvert de terre végétale (fig. 79). Un panneau d'OSB (*oriented strand board* ou « panneau à lamelles minces orientées ») est alors posé. Ce panneau a pour double objectif de protéger les boutures de toute blessure lors de la pose des rochers, et de conduire l'écoulement des eaux météoriques vers les racines à l'arrière de l'enrochement. Quatre ans après, le résultat est intéressant (fig. 81). À noter le grillage de protection contre les castors.

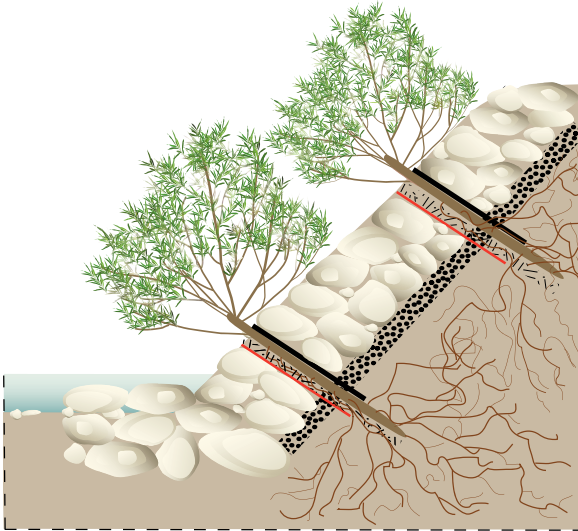


Fig. 78 - Coupe transversale sur un enrochement bouturé : en rouge, le géotextile biodégradable ; en noir, les panneaux d'OSB ; entre les deux, la terre végétale et les plançons. Les points noirs représentent la couche de transition.



Fig. 80 - Positionnement des enrochements sur la partie supérieure.



Fig. 79 - Mise en place des boutures et de la terre végétale.



Fig. 81 - L'ouvrage 4 ans après les travaux.



**Fig. 7** - Les fabacées couvrent densément le sol et sont précieuses pour la colonisation des substrats bruts (fixation d'azote atmosphérique) à l'image (a) du trèfle brun (*Trifolium badium*), (b) de l'anthyllide alpestre (*Anthyllis vulneraria* subsp. *alpestris*) et du trèfle des neiges (*Trifolium pratense* subsp. *nivale*).

sol. De fait, c'est surtout la combinaison de ces deux types racinaires, permettant d'explorer un plus grand volume de sol et combinant un ancrage vertical et un ancrage horizontal, qui est importante dans l'aménagement. D'autre part, grâce à l'absorption racinaire, les végétaux induisent un second effet stabilisant en participant au drainage du sol.

### 3.2.2.7. Port et développement

En effectuant un choix d'espèces ligneuses, il est toujours nécessaire d'anticiper le développement futur des végétaux. En effet, dans certaines situations, la présence de grands arbres à l'intérieur d'un aménagement n'est pas souhaitable. C'est le cas notamment des talus très inclinés ou des terrains en mouvement où la présence d'arbres lourds et hauts peut induire des effets de bras de levier qui remettent en cause, à terme, la stabilité du terrain.

D'autres situations ne sont pas favorables à l'implantation d'essences à fort développement, par exemple lorsqu'un aménagement est proche de bâtiments ou d'infrastructures diverses (route, voie ferrée, digues de protection contre les crues, etc.).

En ce qui concerne les espèces herbacées, les types de port ont aussi une incidence importante sur la stabilisation des berges. Les espèces cespitueuses, formant des touffes plus ou moins denses (comme par exemple *Achnatherum calamagrostis*, *Carex paniculata* ou encore *Deschampsia cespitosa* – fig. 6a), permettent de dissiper l'énergie du courant lors de crues et favorisent ainsi le dépôt de sédiments fins. Les espèces rhizomateuses, formant généralement des tapis (comme *Calamagrostis epigeios*, *Epilobium angustifolium*, *Petasites* spp., *Tussilago farfara* ou encore *Carex frigida* – fig. 6b), favoriseront quant à elles la stabilisation et la protection des couches superficielles du sol. Là encore, la combinaison de ces deux types de port permet d'apporter une complémentarité à la couverture du sol (fig. 6 et 7).

### 3.2.2.8. Souplesse des tiges aériennes

Le pied de berge à l'interface terre-eau est un secteur très fréquemment sollicité par les contraintes d'arrachement et le charriage dès qu'une crue, même de faible ampleur, se produit. Là aussi, des ligneux à tiges souples ou se développant en cépées seront plus adaptés que de grands arbres. En effet, des tiges souples freinent le courant sans opposer trop de résistance et ne créent pas de turbulences (fig. 8). À l'inverse, de grands arbres présentant des troncs rigides offrent une densité végétale bien moindre au niveau du sol et constituent des points durs susceptibles de provoquer des turbulences à l'origine de nouvelles érosions (chap. II.3).

En cas de crue, les espèces herbacées elles aussi se couchent et exercent un certain niveau de protection par effet de couverture. Pour que cette contribution à la protection des berges soit effective, il est nécessaire d'obtenir une couverture plutôt dense (fig. 7) à l'aide de végétaux suffisamment robustes, ce qui exclut d'emblée de nombreuses espèces ne supportant pas la concurrence dans des formations denses dont la couverture au sol avoisine 100 %.

Le courant qui, en cas de crue, pénètre une densité végétale élevée, perd de sa compétence. Les contraintes d'arrachement s'en trouvent notablement réduites, ce qui induit parfois des phénomènes de sédimentation (fig. 8).

### 3.2.2.9. Dimension et physionomie des tiges aériennes

Les aménagements de génie végétal sont le plus souvent constitués de segments de tiges aériennes de dimensions variables en fonction de la technique utilisée voire même, pour chacune d'elles, en fonction de la partie d'ouvrage concernée. Ainsi, des pieux d'un certain diamètre (environ 10 cm), des branches longues et souples, des boutures plus courtes ou encore des ramilles de faible diamètre



**Fig. 8** - La souplesse des tiges, notamment celles des saules, permet à la végétation : (a) d'être plaquée au sol lors d'une crue, favorisant ainsi la couverture du sol ; (b) de se relever après perturbation, induisant un effet de frein suffisant pour favoriser la sédimentation.

peuvent être prélevés sur différentes espèces ligneuses, le plus souvent sur des saules (fig. 9a). En fonction de leur stade de croissance et de leur taille, toutes les espèces ne sont pas à même de fournir toutes les qualités de matériaux. Par exemple, il est rare de pouvoir prélever des pieux sur des espèces exclusivement buissonnantes (comme *Salix purpurea*), voire arbustives (comme *Salix myrsinifolia*), le diamètre de leurs branches ou de leur tronc atteignant trop rarement les dimensions recherchées.

D'autres espèces présentant d'excellentes aptitudes à la reproduction végétative sont parfois difficilement utilisables dans un aménagement en raison de la relative fragilité de leurs tiges aériennes. Il est par exemple difficile de confectionner des boutures résistant au battage à partir de la myricaire (*Myricaria germanica*), pourtant très adaptée à

d'autres égards (écologie, port, taux de reprise, etc.). Ainsi, pour cette espèce, il n'y a guère qu'une implantation sous forme de ramilles qui puisse être envisagée sur des chantiers mettant en œuvre de grandes quantités de matériaux végétaux. Enfin, la physionomie des branches, et notamment leur forme plus ou moins régulière, intervient également dans le choix des espèces. Il est par exemple difficile de se fournir en grandes quantités de boutures droites, de 60 à 80 cm et d'un diamètre suffisant, uniquement avec le saule de Suisse (*Salix helvetica* – fig. 9b). D'autres espèces de petite taille, comme les saules fétide (*Salix foetida*) et bleuâtre (*S. caesia*), ne pourront également pas fournir de longues branches nécessaires à la confection de fascines pour le pied de berge.



**Fig. 9** - (a) Le développement des tiges aériennes dans ce fourré de saule pourpre (*Salix purpurea*) est idéal pour un prélèvement de branches pour fascines et tressage, de boutures et de ramilles ; dans de tels cas, le prélèvement se fait par simple recépage à la base des tiges. (b) Chez certaines espèces subalpines, le faible diamètre des branches ainsi que leur forme souvent tortueuse rendent les prélèvements de certains types de fourniture difficile, à l'exemple ici du saule de Suisse (*Salix helvetica*).

### 3.2.3.2. Fonctions annexes

Bien que l'efficacité technique d'un ouvrage de génie végétal représente toujours l'objectif prioritaire d'un aménagement, la structure végétale mise en place peut également assurer d'autres fonctions. Considérées comme annexes, elles contribuent à la création de structures privilégiées pour les déplacements de la faune (fonction de corridors), de zones de refuge temporaire, de garde-manger ou de sites de reproduction, voire même de milieu vital à part entière. L'importance plus ou moins prononcée de ces fonctions, qui influenceront également le choix des végétaux, dépend notamment des dimensions de l'aménagement et de sa localisation géographique.

Les aménagements constituent ainsi des réservoirs d'espèces végétales, animales et fongiques et contribuent pleinement à la conservation de la biodiversité, assurant une plus-value biologique et écologique à la fonction mécanique première.

Le génie végétal permet également une intégration paysagère des ouvrages de protection contre les crues, du moins en milieu naturel et semi-naturel ; intégration qui sera d'autant plus réussie si la référence aux modèles naturels est effective et si un effort de diversification est réalisé au niveau du choix des végétaux.

Dans des contextes particuliers, notamment en espace bâti, la valeur paysagère de l'ouvrage peut également être prise en considération, en favorisant certains types de feuillages ou des espèces présentant des floraisons ou fructifications abondantes et/ou de haute valeur ornementale : floraisons du saule faux daphné et du merisier à grappes, feuillages luisants du saule laurier et du saule faux daphné, feuillage léger du saule drapé, fructifications de l'épine-vinette ou du sorbier des oiseleurs, couleur automnale des feuillages de l'érable sycomore et du merisier à grappes, etc.

### 3.2.3.3. Recherche de diversité

Lorsque les techniques mises en œuvre le permettent et que les conditions locales le justifient, la diversification des espèces utilisées est hautement recommandée. Elle permet de mieux remplir ces fonctions qualifiées de secondaires et d'obtenir des formations végétales présentant une diversité spécifique mais aussi structurelle. Si certaines techniques se prêtent particulièrement à la diversification (par ex. les lits de plants et plançons), de simples plantations peuvent accompagner d'autres techniques pour satisfaire cet objectif.

Ce sont souvent les conditions de croissance, variant très fortement dans le profil transversal allant du pied jusqu'au sommet de berge, qui imposent la nécessité d'élargir le choix des végétaux (fig. 10). Une plus grande diversité végétale constitue ainsi une forme d'assurance lorsque les conditions de croissance sont hétérogènes. On garantit ainsi une quantité suffisante de végétaux présentant une croissance vigoureuse, assurant ainsi l'efficacité de l'ouvrage.



Fig. 10 - L'aménagement des sommets de berge sur des substrats grossiers et filtrants nécessite une adaptation de la composition botanique à la xéricité de l'endroit, et l'implantation d'espèces mésophiles, voire xérophiles, même en contexte alluvial.

## 3.3. En synthèse

Le choix de végétaux est une étape clé de la démarche d'aménagement. Il nécessite une connaissance précise des objectifs à atteindre. Les objectifs techniques de protection de surfaces, de stabilisation des berges en profondeur, de reconstitution de biotope, etc. sont à considérer, de même que les fonctions secondaires de l'aménagement, telles les fonctions de corridor biologique, d'abri, de lieu de reproduction, de source de nourriture. Pour réaliser ces objectifs, on veillera à utiliser des végétaux variés et complémentaires. On s'inspirera des modèles naturels présents à proximité, tant pour le choix des espèces que pour leur positionnement sur la berge (chap. III.2), en considérant que les formations végétales en place sont adaptées aux contraintes mécaniques et écologiques de leur milieu.

Les principales caractéristiques biologiques et exigences écologiques des espèces sont des éléments indispensables permettant de choisir les « bons » végétaux garantissant l'efficacité et la fonctionnalité d'un aménagement, soit :

- la morphologie et le volume du système racinaire ;
- l'aptitude à la multiplication végétative ;
- la résistance à la submersion et aux diverses sollicitations mécaniques ;
- les vitesses et stratégies de croissance.

Le rôle de l'appareil souterrain dans la fixation des sols est primordial. La comparaison entre le volume du système souterrain et celui des parties aériennes est un indicateur pertinent de la résistance aux forces d'arrachement ou aux contraintes éoliennes. Les parties aériennes jouent également un rôle important, notamment dans la dissipation de l'énergie hydraulique. Ce sont principalement les végétaux arbustifs et buissonnants qui, de par leur ramure souple et dense, provoquent un « effet de peigne » ralentissant la vitesse du courant et limitant les remous et turbulences.

Afin d'améliorer la pérennité des ouvrages, il est recommandé d'utiliser un maximum d'espèces indigènes complémentaires dans leur morphologie et leur physiologie.

# *Salix caesia* Vill.

## Saule bleuâtre

Salicacées

### Description

- Le saule bleuâtre est un arbrisseau caducifolié, densément ramifié, à port étalé ou ascendant, atteignant 1,80 m de haut et formant souvent des peuplements denses, plus ou moins monospécifiques (fig. 1).
- Les rameaux, étalés ou ascendants, sont glabres. Ceux de l'année, luisants, sont rougeâtres à noirâtres (fig. 2 et 3).
- Les bourgeons, glabres, sont globuleux ou ovoïdes, aplatis ou légèrement échancrés au sommet (fig. 2 et 3). Ils mesurent de 2 à 4 mm et sont moins de 2 fois plus longs que larges. Les bourgeons inférieurs sont souvent opposés à subopposés.
- Les feuilles, elliptiques à lancéolées et courtement pétiolées, mesurent de 1 à 3 cm et sont 2 à 3 fois plus longues que larges. Elles sont mates, entièrement glabres, vert pâle dessus et glauques dessous (fig. 4). Les marges, souvent enroulées, sont entières.
- Les fleurs, protégées par une écaille glabrescente jaunâtre devenant brun rougeâtre à l'extrémité, sont rassemblées en petits chatons ovoïdes denses. Les fleurs mâles sont composées de 2 étamines généralement soudées à la base et surmontées d'anthers rougeâtres à violacées (fig. 5). Les fleurs femelles sont constituées d'une capsule pubescente violacée longue de 4 à 5 mm et courtement pédicellée (fig. 6).
- La floraison a lieu de juin à juillet, en même temps que la feuillaison.



Fig. 4 - Feuilles entières, elliptiques à lancéolées, glauques au revers.



Fig. 1 - Port ascendant à étalé.

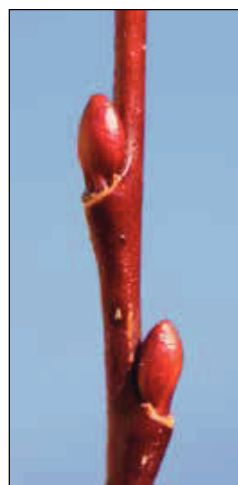


Fig. 2 - Bourgeons ovoïdes sur rameau de l'année rougeâtre.



Fig. 3 - Bourgeons globuleux sur rameau de l'année noirâtre.

- Le saule bleuâtre peut éventuellement être confondu avec le saule pourpre (*S. purpurea*) qui s'en distingue par ses bourgeons allongés (au moins deux fois plus longs que larges) et ses feuilles dentées à l'extrémité (parfois faiblement). Lors du repos hivernal, le saule bleuâtre peut également être confondu avec le saule fétide (*S. foetida*) aux bourgeons ordinairement velus, deux à trois fois plus longs que larges.

### Distribution et vulnérabilité

Le saule bleuâtre est une espèce eurasiatique présente uniquement dans les Alpes et en Asie centrale et boréale.

Bien que pouvant être localement abondant sur certains secteurs intra-alpins, il est globalement assez rare dans les Alpes du Nord.

## Écologie

- Le saule bleuâtre est une espèce pionnière des brousses subalpines fraîches, se rencontrant aux abords des sources et torrents, ainsi que dans les prairies humides et les marais.
- Il croît sur des matériaux alluviaux fins (sables, limons, argiles), parfois tuffeux, sur des sols pauvres en nutriments, frais à humides, basiques à acides.
- Il présente un optimum écologique dans les saulaies buissonnantes subalpines riveraines intra-alpines (*Salicetum caesio-foetidae* – fig. 7).
- Il se développe aux étages subalpin et alpin (de 1 500 à 2 500 m) avec un optimum à l'étage subalpin supérieur.

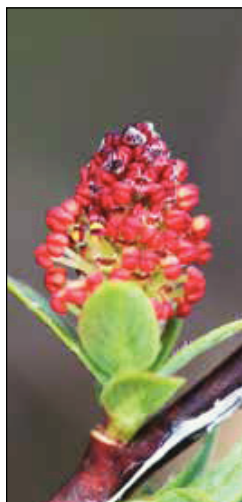


Fig. 5 - Chaton mâle dense à anthères rougeâtres.



Fig. 6 - Chatons femelles denses, pourpres.

## Utilisation en génie végétal

Le saule bleuâtre est une espèce particulièrement adaptée pour le génie végétal. En effet, à l'instar du saule fétide, cette espèce forme naturellement des colonies denses aux abords des torrents subalpins sur matériaux fins (fig. 7).

De par sa ramure très souple, étalée à ascendante, il est particulièrement adapté pour stabiliser les berges des torrents ou les terrains inclinés soumis à des perturbations régulières. **Implanté en pied de berge, les buissons denses qu'il forme permettent de dissiper l'énergie du courant lors des crues et de piéger les sédiments fins,** facilitant ainsi l'installation d'autres espèces.

Il peut être utilisé sur des substrats fins ou grossiers, calcaires ou siliceux, de préférence sur des secteurs bien alimentés en eau (proximité de la nappe ou de suintements). Il devra être implanté dans des secteurs ensoleillés (éviter les vallées encaissées et les ripisylves trop denses) entre 1 700 et 2 300 m d'altitude.

Avec un taux de reprise au bouturage relativement faible (environ 50 %) et des rameaux courts, fins et très ramifiés, l'utilisation de boutures ou de branches dans les aménagements peut s'avérer difficile. Il est en effet peu envisageable de trouver des boutures suffisamment larges et rectilignes pour être battues mécaniquement ou des branches suffisamment longues pour être intégrées dans des fascines de saule ou des couches de branches à rejets. Il peut toutefois être intéressant de l'intégrer sous forme de ramilles vivantes plaquées sous une fascine ou dans des lits de plants et plançons. Cette technique peut s'avérer efficace si les densités sont suffisamment importantes (30 à 40 pièces par mètre) et si les espèces associées sont faiblement concurrentielles. Le saule bleuâtre est disponible dans certaines pépinières spécialisées et pourra être aussi utilisé sous forme de plants en motte ou en racines nues dans les lits de plants et plançons ou les caissons en rondins végétalisés, du pied jusqu'en milieu de berge. Il peut être opportun de l'associer à d'autres saules subalpins exclusivement buissonnants comme les saules fétide (*Salix foetida*) ou hasté (*S. hastata*) avec lesquels il se retrouve fréquemment en milieu naturel.



Fig. 7 - Situation typique aux abords d'un torrent intra-alpin (*Salicetum caesio-foetidae*).

Compte tenu de la relative vulnérabilité de cette espèce dans certains secteurs de l'Arc alpin, une attention particulière devra être portée à sa conservation lors de son utilisation en génie végétal : ne pas prélever de boutures dans le canton de Vaud

où l'espèce est protégée, réaliser des prélèvements sporadiques sur des stations suffisamment importantes (plusieurs dizaines de pieds) et privilégier son implantation à proximité de noyaux de populations existants. En respectant ces principes, son intégration dans les ouvrages de génie végétal peut s'avérer pertinente pour la conservation de l'espèce.

Cette espèce bénéficie d'un statut de protection dans certains cantons suisses (protection totale ou partielle).

# *Salix foetida* Schleich. ex DC.

## Saule fétide

Salicacées

### Description

- Le saule fétide est un arbrisseau caducifolié, densément ramifié, à port étalé ou ascendant atteignant 2 m de haut et formant des peuplements souvent denses et monospécifiques (fig. 1).
- Les rameaux de l'année sont glabres à nettement velus, mais le plus souvent à pilosité peu visible (poils courts épars). Ceux de 2 ans sont glabres, luisants (fig. 2) et striés sous l'écorce. L'écorce, d'abord brun noirâtre, rougeâtre, verdâtre ou orangée, devient gris foncé et s'exfolie avec l'âge.
- Les bourgeons, légèrement velus et de même couleur que les rameaux, sont ovoïdes, ellipsoïdes ou cylindriques à apex obtus (fig. 3). Ils mesurent de 2,5 à 4,5 mm et sont deux à trois fois aussi longs que larges.
- Les feuilles, longues de 1 à 4 cm, sont 2 à 3 fois plus longues que larges. Elles sont rigides, lancéolées, à bord régulièrement denticulé-glanduleux, vert foncé, glabres et luisantes dessus (fig. 4), glauques et plus ou moins soyeuses dessous (fig. 5).
- Les fleurs, protégées par une écaille barbue brune ou ferrugineuse, sont rassemblées en chatons courts et dressés ne dépassant pas 2 cm de long. Les fleurs mâles sont composées de deux étamines à filets glabres et anthères rougeâtres (fig. 6). Les fleurs femelles sont constituées d'une capsule velue atteignant 5 mm de long (fig. 7).
- La floraison a lieu de juin à juillet, en même temps que la feuillaison.

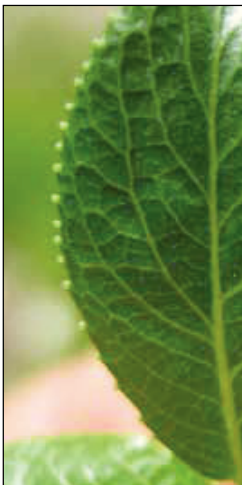


Fig. 4 - Feuille régulièrement denticulé-glanduleuse, luisante sur le dessus.



Fig. 5 - Feuille glauque plus ou moins soyeuse au revers.



Fig. 1 - Port étalé à ascendant.

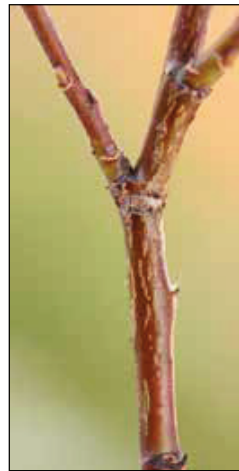


Fig. 2 - Rameau de 2 ans glabre et luisant.

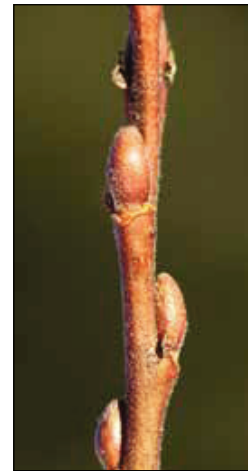


Fig. 3 - Bourgeons ovoïdes à apex obtus sur rameau de l'année velu.

- Le saule fétide peut être confondu avec des formes basses du saule alpestre (*S. myrsinifolia* subsp. *alpicola*) présentant une pilosité plus allongée sur les feuilles (entre 0,5 et 1 mm) et des bourgeons mesurant pour la plupart plus de 4 mm.

### Distribution et vulnérabilité

Le saule fétide est une espèce européenne montagnarde présente uniquement dans les Alpes, les Apennins et les Pyrénées.

Elle est relativement fréquente dans les Alpes du Nord, notamment dans les secteurs supraforestiers des Alpes internes (Vanoise, Écrins, Valais) où elle peut être localement abondante.

## Écologie

- Le saule fétide est une espèce pionnière des brousses subalpines fraîches, se rencontrant aux abords des sources et torrents, dans les couloirs d'avalanche, les prairies humides et marécageuses ou sur les moraines et éboulis.
- Il croît sur des substrats à granulométrie variable, pauvres en bases et en nutriments, frais à humides, neutres à acides (espèce calcifuge se développant sur matériaux généralement siliceux).
- Il présente un optimum écologique au sein des saulaies buissonnantes riveraines subalpines (*Salicion waldestiniana* – fig. 8).
- Il se développe aux étages subalpin et alpin inférieur (de 1 400 à 2 500 m) avec un optimum à l'étage subalpin supérieur.



Fig. 6 - Chaton mâle court et dressé.



Fig. 7 - Chaton femelle court et dressé.

## Utilisation en génie végétal

Le saule fétide est une espèce particulièrement adaptée pour le génie végétal en rivière de montagne. En effet, cette espèce forme naturellement des colonies denses aux abords des torrents subalpins des vallées intra-alpines, que ce soit en association avec le saule bleuâtre (*Salix caesia*) sur matériaux fins ou avec le saule hasté (*S. hastata*) sur matériaux grossiers (fig. 8).

De par sa ramure souple ne dépassant pas 1,5 m de hauteur en situation de pleine lumière, il est particulièrement adapté pour stabiliser les berges des torrents ou les terrains très inclinés soumis à des perturbations régulières. **Implanté en pied de berge, les buissons denses qu'il forme permettent de dissiper l'énergie du courant lors des crues et de piéger les sédiments fins,** facilitant ainsi l'installation d'autres espèces.

Elle peut être utilisée sur des substrats grossiers drainants (fig. 8) pour peu que ceux-ci soient suffisamment pauvres en calcaire et bien alimentés en eau (proximité de la nappe ou de suintements). Elle devra être implantée de préférence dans des secteurs ouverts ou bien exposés entre 1 700 et 2 300 m (éviter les vallées trop encaissées et les formations trop fermées).



Fig. 8 - Saulaie buissonnante à *Salix foetida* et *S. hastata* sur matériaux grossiers.

Vu son taux de reprise au bouturage peu élevé (environ 50 %) et ses rameaux courts, fins et très ramifiés, l'utilisation de boutures ou de branches dans les aménagements s'avère difficile. Il est en effet peu envisageable de trouver en grand nombre des boutures suffisamment larges et rectilignes pour être battues mécaniquement ou des branches suffisamment longues pour être intégrées dans des fascines de saule ou des couches de branches à rejets. Il peut toutefois être intéressant de l'intégrer sous forme de ramilles vivantes plaquées sous une fascine ou dans des lits de plants et plançons. Le matériel végétal à disposition pouvant être localement abondant, cette technique peut s'avérer efficace si les densités de plantations sont suffisamment importantes (30 à 40 pièces par mètre) et si les

espèces associées sont faiblement concurrentielles. Il peut ainsi être pertinent de l'associer aux saules hasté (*S. hastata*) et bleuâtre (*S. caesia*) ou à l'aulne vert (*Alnus viridis*) en pied de berge, voire aux saules glauque (*S. glaucosericea*) ou de Suisse (*S. helvetica*) sur les secteurs frais du haut de berge.

Le saule fétide est disponible dans certaines pépinières spécialisées et pourra ainsi être utilisé sous forme de plants dans les lits de plants ou les caissons en rondins végétalisés, du pied jusqu'en milieu de berge.

Le saule fétide bénéficie d'un statut de protection dans certains cantons suisses (protection partielle).

# *Salix glaucosericea* Flod.

## Saule glauque

Salicacées

### Description

- Le saule glauque est un arbrisseau caducifolié, tortueux, formant des petits buissons pouvant atteindre 2 m de haut (fig. 1).
- Les jeunes rameaux, gris-brun à rouge vif, sont luisants et couverts de longs poils blanchâtres étalés et enchevêtrés mesurant plus de 1 mm (fig. 2). Ils deviennent ensuite glabres et gris argenté avec l'âge (fig. 3).
- Les bourgeons, ovales à elliptiques, brun-rouge à orangés, sont couverts de longs poils étalés (fig. 2).
- Les feuilles, oblongues à lancéolées, sont velues et glauques sur les 2 faces (fig. 4). Elles mesurent de 3 à 7 cm et sont 2,5 à 4 fois plus longues que larges.
- Les fleurs, protégées par une écaille velue jaunâtre devenant brun rougeâtre à l'extrémité (jamais noirâtre), sont rassemblées en chatons dressés, oblongs à elliptiques portés par un long pédoncule feuillé. Les fleurs mâles sont pourvues de 2 étamines libres à filets velus à la base (fig. 5). Les fleurs femelles sont composées d'une capsule velue blanchâtre (poils longs et frisés) presque sessile, longue de 6 à 7 mm et surmontée d'un long style (fig. 6).
- La floraison a lieu de juin à juillet, en même temps que la feuillaison.
- Le saule glauque peut facilement être confondu avec le saule de Suisse (*S. helvetica*), présentant des feuilles glabrescentes sur la face supérieure, blanches tomenteuses au revers, des écailles noirâtres au sommet, des filets des étamines glabres et des capsules munies de poils courts.



Fig. 1 - Port.

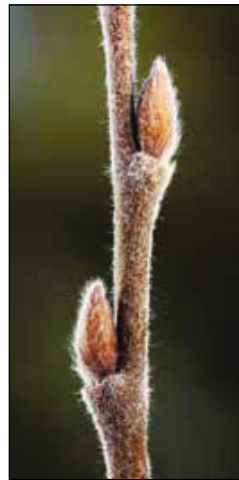


Fig. 2 - Bourgeons et rameau de l'année très velus, à pilosité allongée.

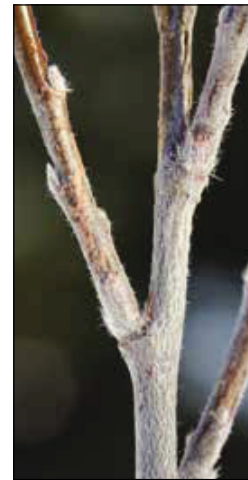


Fig. 3 - Rameau de 2 ans gris argenté devenant glabrescent.



Fig. 4 - Feuilles oblongues à lancéolées, velues sur les 2 faces.

### Distribution et vulnérabilité

Le saule glauque est une espèce endémique est-alpine présente de la France à l'Autriche. Elle est peu commune sur l'ensemble du territoire franco-suisse.

Elle est globalement assez rare dans les Alpes du Nord, mais peut être localement abondante dans certains secteurs des Alpes internes.

## Écologie

- Le saule glauque est une espèce pionnière constituante des landes à rhododendrons et brousses subalpines. Il se développe parfois au sein de forêts de conifères claires et fraîches (pessières, cembraies, mélézins), marais, éboulis, couloirs d'avalanche ou aux abords des sources et cours d'eau de montagne.
- Il croît sur des matériaux grossiers (graviers, galets, blocs), généralement siliceux, pauvres en éléments nutritifs, neutres à acides, modérément secs à humides.
- Il présente un optimum écologique au sein des saulaies buissonnantes acidophiles sur blocs (*Salicetum helveticae* – fig. 7).
- Il se développe aux étages subalpin et alpin inférieur (de 1 400 à 2 500 m).



Fig. 5 - Chaton mâle dressé.



Fig. 6. - Chaton femelle velu blanchâtre.

## Utilisation en génie végétal

Le saule glauque est une espèce potentiellement adaptée pour le génie végétal en rivière de montagne.

Avec son port souple, dense et étalé ne dépassant pas 2 m de haut, il convient notamment pour stabiliser les berges des torrents ou les terrains très inclinés soumis à des perturbations régulières. **Implantés en pied de berge, les buissons denses qu'il forme permettent de dissiper l'énergie du courant lors des crues et de piéger les sédiments fins**, facilitant ainsi l'installation d'autres espèces.

De par sa tolérance à la variation du niveau hydrique du sol, il peut être utilisé sur des substrats grossiers très drainants, du pied jusqu'en sommet de berge, de préférence sur substrats siliceux, de 1 600 à 2 300 m d'altitude.

Au vu de sa relative rareté, de son très faible taux de reprise au bouturage (entre 20 et 30 %) et de ses rameaux courts et tortueux, l'utilisation de boutures ou de branches dans les aménagements peut s'avérer difficile. Il peut toutefois être intéressant de l'intégrer sous forme de ramilles vivantes plaquées sous une fascine ou dans des lits de plants et plançons en association avec les saules hasté (*Salix hastata*), fétide (*S. foetida*), de Suisse (*S. helvetica*), de Lagger (*S. laggeri*), alpestre (*S. myrsinifolia* subsp. *alpicola*) ou encore l'aulne vert (*Alnus viridis*) avec lesquels il se retrouve fréquemment en milieu naturel.



Fig. 7 - Situation typique au sein d'une brousse subalpine (*Salicetum helveticae*).

Compte tenu de la relative vulnérabilité de ce taxon dans certains secteurs de l'Arc alpin, une attention particulière devra être portée à sa conservation lors de son utilisation en génie végétal : ne pas prélever de boutures dans le canton de Vaud ou en région Rhône-Alpes où il est protégé, réaliser des prélèvements sporadiques sur des stations suffisamment importantes (plusieurs dizaines de pieds), privilégier son implantation à proximité de noyaux de populations existants. En respectant ces principes, son intégration dans les ouvrages de génie végétal peut s'avérer pertinente pour la conservation de l'espèce.

Le saule glauque ne semble actuellement pas encore disponible dans le commerce. La culture en pépinière de plants indigènes de provenance locale est donc à développer pour une utilisation en génie végétal mais aussi à des fins conservatoires.

# *Salix hastata* Vill.

## Saule hasté

Salicacées

### Description

- Le saule hasté est un arbrisseau caducifolié à port ascendant ou étalé atteignant 2 m de haut (fig. 1).
- Les rameaux de l'année, brun chocolat à rougeâtres, sont mats, glabres (fig. 2) ou lâchement velus (pilosité longue et enchevêtrée, souvent éparses – fig. 3). Ceux de 3 ans sont glabres, noueux (cicatrices foliaires saillantes) et souvent verdâtres.
- Les bourgeons, de même couleur que les jeunes rameaux, sont généralement de 2 types. Les bourgeons foliaires, plan-convexes, longs de 3,5 à 7 mm, présentent un apex aigu ou obtus, appliqué sur le rameau (fig. 2). Les bourgeons floraux, plus grands, longs de 8 à 10 mm, sont aigus ou plus ou moins aplatis au sommet à apex écarté du rameau (fig. 3).
- Les feuilles, longues de 2 à 8 cm, sont obovales à elliptiques, en coin à la base, régulièrement et finement denticulées et courtement pétiolées. Elles sont d'abord velues à l'état jeune (fig. 4) puis glabres, vert mat dessus et mates ou glauques dessous (fig. 5). Elles sont munies, à la base du pétiole, de grandes stipules à sommet droit.
- Les fleurs, protégées par une écaille barbue brunâtre au sommet, sont rassemblées en chatons allongés de 3 à 6 cm, dressés, portés par un pédoncule feuillé. Les fleurs mâles sont pourvues de 2 étamines à filets libres et glabres (fig. 6). Les fleurs femelles sont composées d'une capsule glabre, aplatie, presque sessile, et d'un long style terminé par des stigmates bifurqués (fig. 7).
- La floraison a lieu de juin à août, en même temps que la feuillaison.



Fig. 1 - Port ascendant à étalé.

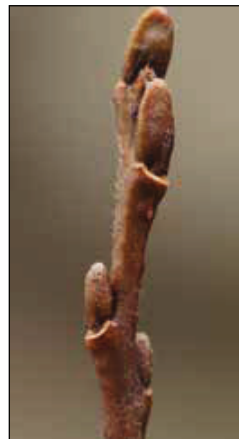


Fig. 2 - Bourgeons foliaires sur rameau de l'année brun chocolat.

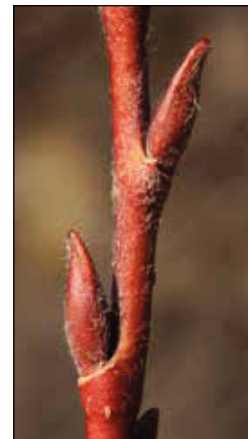


Fig. 3 - Bourgeons floraux sur rameau de l'année rougeâtre.



Fig. 4 - Jeune feuille velue au revers.

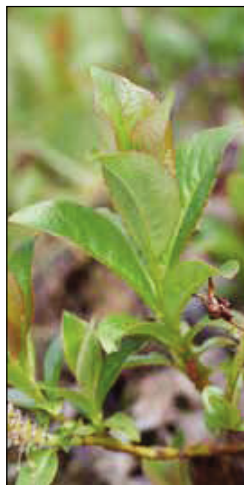


Fig. 5 - Feuilles matures glabres, glauques au revers.

- Le saule hasté peut être confondu avec des individus prostrés de saule appendiculé (*S. appendiculata*), aux rameaux de l'année brun jaunâtre à brun verdâtre, ou avec le saule fétide (*S. foetida*) aux feuilles régulièrement dentées glanduleuses et à pilosité courte peu visible (moins de 0,5 mm).

### Distribution et vulnérabilité

Le saule hasté est une espèce euro-sibérienne d'affinité arctico-alpine. Au sein du territoire franco-suisse, elle est présente dans les Pyrénées, le Massif central, les Vosges et les Alpes.

Elle est relativement fréquente dans les Alpes du Nord.

## Écologie

- Le saule hasté est une espèce pionnière de demi-ombre ou de pleine lumière, constituant des saulaies basses. Il se développe régulièrement au sein des aulnaies vertes et parfois dans les clairières des forêts fraîches de conifères (pinèdes, pessières, mélézins), les marais, éboulis ou couloirs d'avalanche.
- Il croît sur divers types de substrats, (alluvions, éboulis et moraines), frais à humides mais généralement bien aérés, plus ou moins riches en bases et en nutriments, basiques à légèrement acides.
- Il présente un optimum écologique dans les fourrés subalpins frais (*Betulo carpaticae-Alnetea viridis*) notamment au sein des saulaies riveraines (*Salicion waldsteiniana* – fig. 8).
- Il se développe aux étages subalpin et alpin inférieur (de 1 500 à 2 500 m).



Fig. 6 - Chaton mâle dressé et porté par un pédoncule feuillé.



Fig. 7 - Chaton femelle dressé et porté par un pédoncule feuillé.

## Utilisation en génie végétal

Le saule hasté est une espèce particulièrement adaptée pour le génie végétal. En effet, à l'instar du saule bleuâtre et du saule fétide, cette espèce forme naturellement des colonies denses aux abords des torrents subalpins.

Avec sa ramure souple ne dépassant pas 2 m de hauteur, il est particulièrement adapté pour stabiliser les berges des torrents ou les terrains inclinés soumis à des perturbations régulières. Il offre ainsi une forte résistance à la traction grâce à la souplesse de ses tiges qui s'adaptent aux contraintes du terrain. **Implantés en pied de berge, les buissons denses qu'il forme permettent de dissiper l'énergie du courant lors des crues et de piéger les sédiments fins, facilitant ainsi l'installation d'autres espèces.**



Fig. 8 - Situation typique sur blocs en association avec *Salix foetida*.

Sa grande amplitude écologique permet de l'utiliser aussi bien sur des substrats grossiers drainants (fig. 8) que sur des matériaux fins gorgés d'eau, sur roches calcaires ou siliceuses. Il pourra être implanté aussi bien sur des pentes raides exposées que dans des vallées encaissées, entre 1 500 et 2 300 m d'altitude.

Compte tenu de la taille de ses rameaux et de son taux de reprise élevé au bouturage (entre 60 et 70 %), cette espèce peut être utilisée sous forme de boutures, de branches, de plançons ou de ramilles. Il peut toutefois s'avérer difficile de trouver un nombre important de boutures au diamètre suffisamment large pour être battues mécaniquement, ou des branches suffisamment longues pour être intégrées dans des fascines de saule ou des couches de branches à rejets. Il peut être pertinent de l'intégrer sous forme de ramilles vivantes plaquées sous une fascine ou dans des lits de plants et plançons. Le matériel végétal à disposition pouvant être localement abondant aux abords des torrents subalpins, cette technique peut s'avérer opportune dans certaines situations. Attention toutefois à ne pas l'associer à des espèces arbusives à fort potentiel de croissance. Il pourra ainsi être associé à d'autres saules subalpins buissonnants comme les saules fétide (*Salix foetida*), bleuâtre (*S. caesia*), glauque (*S. glaucosericea*), de Suisse (*S. helvetica*), alpestre (*S. myrsinifolia* subsp. *alpicola*) ou noirissant (*S. myrsinifolia*), ou encore l'aulne vert (*Alnus viridis*) avec lesquels il se retrouve fréquemment en milieu naturel.

Le saule hasté est disponible dans certaines pépinières spécialisées. La présence de quelques cultivars sur le marché (« Bois jaune », « Wehrhanii », etc.) rend parfois difficile l'approvisionnement en plants indigènes.

Le saule hasté bénéficie d'un statut de protection dans certains cantons suisses (protection partielle).

# *Salix helvetica* Vill.

## Saule de Suisse

Salicacées

### Description

- Le saule de Suisse est un arbrisseau caducifolié tortueux formant des petits buissons pouvant atteindre 2 m de haut (fig. 1).
- Les jeunes rameaux sont luisants, brun-orangé (fig. 2), verdâtres à beiges. Initialement velus ou glabrescents, pourvus d'une pilosité courte enchevêtrée et appliquée mesurant moins de 1 mm de long, ils deviennent gris argenté et glabres avec l'âge (fig. 3).
- Les bourgeons, beiges à orangés, de 4 à 8 mm, sont ovoïdes à elliptiques, obtus ou arrondis au sommet à apex écarté du rameau (fig. 2).
- Les feuilles, courtement pétiolées, obovales à elliptiques, sont vert foncé à grisâtres, luisantes et légèrement velues dessus (fig. 4), densément velues-cotonneuses et blanchâtres au revers (fig. 5). Elles mesurent de 4 à 8 cm et sont 2 à 3 fois plus longues que larges.
- Les fleurs, protégées par une écaille velue brune devenant noirâtre à l'extrémité, sont rassemblées en chatons dressés, oblongs à elliptiques, courtement pédonculés. Les fleurs mâles sont composées de 2 étamines libres à filets glabres (fig. 6). Les fleurs femelles sont constituées d'une capsule tomenteuse (poils courts) presque sessile, longue de 5 à 7 mm et surmontée d'un style court, rougeâtre à violacé (fig. 7).
- La floraison a lieu de mai à juillet, en même temps que la feuillaison.



Fig. 1 - Port buissonnant.

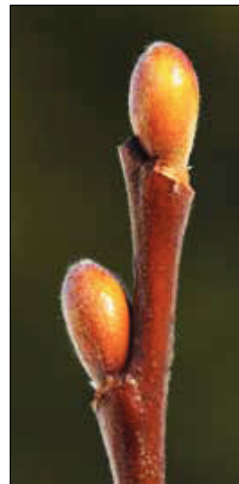


Fig. 2 - Bourgeons ovoïdes à elliptiques, glabrescents.

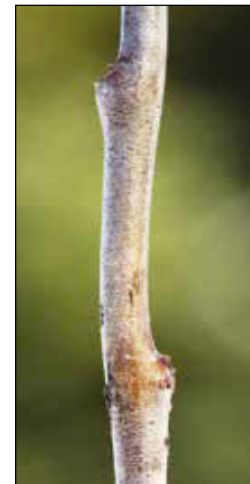


Fig. 3 - Rameau de 2 ans gris argenté, glabre.



Fig. 4 - Feuille obovale, luisante sur la face supérieure.



Fig. 5 - Feuille velue blanchâtre au revers.

- Le saule de Suisse peut facilement être confondu avec le saule glauque (*S. glaucosericea*), aux feuilles glauques sur les deux faces, non tomenteuses blanchâtres au revers, aux bractées jamais noirâtres au sommet et à la pilosité des rameaux et des bourgeons hirsute et allongée (poils mesurant plus de 1 mm).

### Distribution et vulnérabilité

Le saule de Suisse est une espèce ouest-européenne montagnarde présente des Alpes aux Carpates. En France, elle est uniquement recensée de la Haute-Savoie aux Hautes-Alpes. Elle est plus largement distribuée en Suisse.

Elle est globalement assez rare dans les Alpes du Nord mais peut être localement abondante dans les Alpes valaisannes.

## Écologie

- Le saule de Suisse est une espèce pionnière des landes à rhododendrons et des brousses subalpines. Il se développe parfois au sein de forêts de conifères claires et fraîches (pessières, cembraies, mélézins), d'éboulis, de couloirs d'avalanche ou aux abords des sources et cours d'eau de montagne.
- Il croît sur des substrats grossiers (sables, graviers, blocs), le plus souvent morainiques ou alluviaux, siliceux, pauvres en éléments nutritifs, neutres à acides, frais à humides.
- Il présente un optimum écologique au sein des saulaies buissonnantes acidophiles sur blocs (*Salicetum helveticae* – fig. 8).
- Il se développe aux étages subalpin et alpin inférieur (de 1 700 à 2 500 m).



Fig. 6 - Chaton mâle court et dressé.

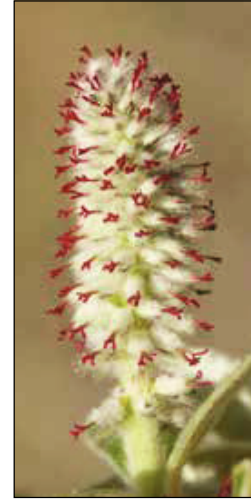


Fig. 7 - Chaton femelle composé de capsules tomenteuses surmontées de styles courts.

## Utilisation en génie végétal

À l'instar du saule glauque (*Salix glaucosericea*), le saule de Suisse est une espèce potentiellement adaptée pour le génie végétal.

Avec sa ramure souple ne dépassant pas 2 m de haut, le saule de Suisse est particulièrement adapté pour stabiliser les berges des torrents ou les terrains très inclinés soumis à des perturbations régulières. Il bénéficie d'une résistance élevée à la traction et résiste bien à l'ensevelissement (ses rameaux souples et robustes se couchent sur le sol lors de glissements de terrain ou d'éboulements). **Implantés en pied de berge, les buissons denses qu'il forme permettent de dissiper l'énergie du courant lors des crues et de piéger les sédiments fins**, facilitant ainsi l'installation d'autres espèces.

Il peut être utilisé sur des substrats grossiers silicatés drainants, de préférence sur des secteurs frais, ouverts ou bien exposés entre 1 700 et 2 300 m (éviter les vallées trop encaissées et les ripisylves trop denses).

Au vu de sa relative rareté dans certaines régions, de son taux de reprise au bouturage inconstant (entre 40 et 80 %) et de ses rameaux courts et tortueux, l'utilisation de boutures ou de branches dans les aménagements peut s'avérer difficile. Il n'est en effet guère possible de trouver un nombre important de branches suffisamment larges et rectilignes pour être battues mécaniquement. De la même manière, il est difficile de se procurer des branches suffisamment longues pour être intégrées dans des fascines de saule ou des couches de branches à rejets. Toutefois, il peut être pertinent de l'intégrer sous forme de ramilles vivantes plaquées sous une fascine ou dans des lits de plants et plançons.

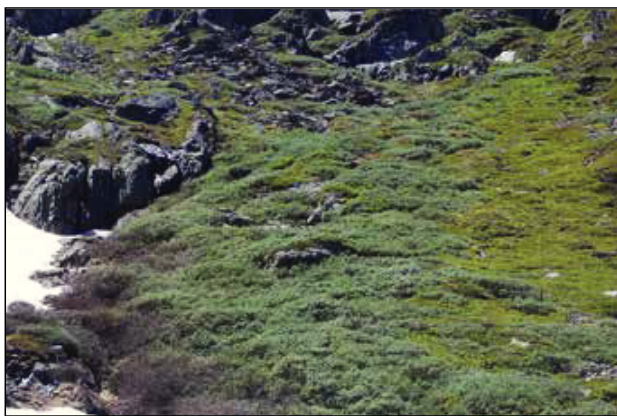


Fig. 8 - Situation typique (*Salicetum helveticae*) en mosaïque avec la lande à rhododendron ferrugineux.

Le saule de Suisse étant disponible dans certaines pépinières, l'utilisation de plants en motte ou en racines nues devra être privilégiée. Il pourra être intégré sous cette forme dans des lits de plants ou des caissons en rondins végétalisés du pied jusqu'en sommet de berge, en association avec les saules appendiculé (*Salix appendiculata*), de Lagger (*S. laggeri*), fétide (*S. foetida*), alpestre (*S. myrsinifolia* subsp. *alpicola*), glauque (*S. glaucosericea*) ou avec l'aulne vert (*Alnus viridis*) qu'il cotoie fréquemment en milieu naturel.

Le saule de Suisse bénéficie d'un statut de protection dans certains cantons suisses (protection partielle) ainsi que sur l'ensemble du territoire français.

# *Salix laggeri* Wimm.

## Saule de Lagger

Salicacées

### Description

- Le saule de Lagger est un arbuste à port dressé formant des cépées denses pouvant atteindre 4 m de hauteur (fig. 1).
- Les jeunes rameaux, beiges, jaunâtres à jaune verdâtre, robustes et nettement velus (pilosité hirsute et étalée – fig. 2), deviennent gris foncé avec l'âge (fig. 3). Ils ne sont jamais striés sous l'écorce.
- Les bourgeons, ovoïdes à triangulaires, sont nettement velus (pilosité allongée, dense et hirsute dépassant 1 mm) à apex aplati (fig. 2), appliqué sur le rameau ou légèrement recourbé vers l'extérieur (en « bec de canard »). Ils mesurent de 4,5 à 9,5 mm et sont ordinairement de 2 à 2,5 fois plus longs que larges.
- Les feuilles, lancéolées à obovales-elliptiques, d'abord blanches-cotonneuses, deviennent glabrescentes et vert foncé dessus (fig. 4) et sont velues blanchâtres au revers (fig. 5). Elles mesurent de 3 à 7 cm de long et sont crénelées-dentées à presque entières. Les stipules, longues de 0,5 cm, sont rapidement caduques.
- Les fleurs sont protégées par une écaille velue verdâtre teintée de brun au sommet. Les fleurs mâles sont composées de 2 étamines libres et sont regroupées en chatons courts et denses (fig. 6). Les fleurs femelles sont constituées d'une capsule velue longuement pédicellée (pédicelle plus long que l'écaille) surmontée d'un style court et sont rassemblées en chatons oblongs dressés à étalés (fig. 7).
- La floraison a lieu de mai à juillet, en même temps que la feuillaison.

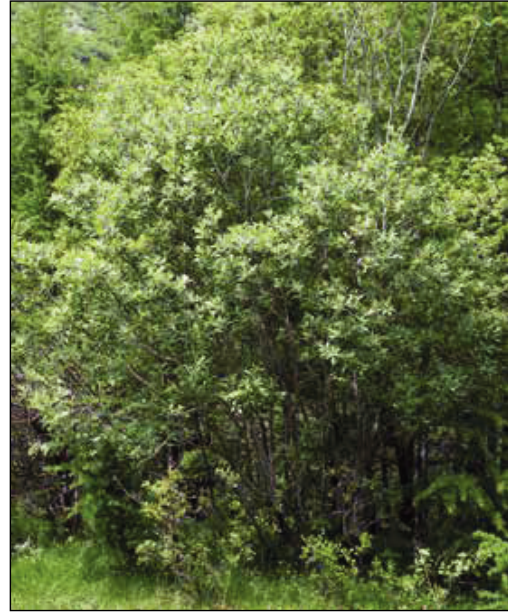


Fig. 1 - Port en cépées denses.

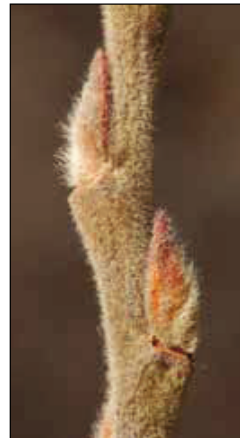


Fig. 2 - Bourgeons et rameau de l'année nettement velus.



Fig. 3 - Rameau de 2 ans gris foncé, velu.



Fig. 4 - Feuille obovale à elliptique, glabrescente sur la face supérieure.



Fig. 5 - Feuille velue blanchâtre au revers.

- À l'état végétatif, le saule de Lagger peut être confondu avec le saule appendiculé (*S. appendiculata*) dont le bois de 2 ans est ordinairement glabre et les bourgeons non aplatis à l'extrémité. Il peut également être confondu avec le saule noircissant (*S. myrsinifolia*) dont les rameaux sont striés sous l'écorce et dont l'apex des bourgeons est obtus. Enfin, certains individus prostrés peuvent être confondus avec le saule glauque (*S. glaucosericea*) aux jeunes rameaux luisants.

### Distribution et vulnérabilité

Le saule de Lagger est une espèce endémique alpine présente de l'Est de la France à l'Ouest de l'Autriche.

Elle est rare et localisée dans les Alpes du Nord (surtout présente dans les Alpes internes).

## Écologie

- Le saule de Lagger est une espèce pionnière des brousses et saulaies buissonnantes subalpines, mais également des forêts de conifères claires (pessières, mélézins, etc.) se développant sur des éboulis, au sein de couloirs d'avalanche et aux abords des ruisseaux d'altitude (fig. 8).
- Il croît préférentiellement sur alluvions et éboulis siliceux grossiers (sables, graviers, galets, blocs), plus ou moins pauvres en éléments nutritifs, neutres à acides, frais à humides.
- Il présente un optimum écologique au sein des fourrés cryophiles montagnards à subalpins (*Betulo-Alnetea*).
- Il se développe de l'étage montagnard supérieur à l'étage subalpin (de 1 400 à 2 100 m).

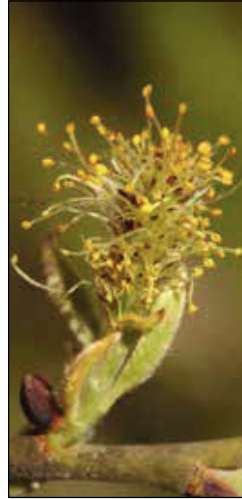


Fig. 6 - Chaton mâle court et dense.



Fig. 7 - Chaton femelle dressé à étalé.

## Utilisation en génie végétal

Le saule de Lagger est une espèce potentiellement adaptée pour les aménagements aux étages montagnard et subalpin, aussi bien pour la protection de berges de torrents que pour la stabilisation de pentes soumises au risque de glissement ou d'érosion.

Dotée d'un fort pouvoir de régénération (rejets de souche) et d'une croissance juvénile rapide, cette espèce vigoureuse protège rapidement les couches superficielles du sol. Elle est capable de supporter de nombreux chocs et résiste bien à l'ensevelissement (flexibilité des troncs et production de racines adventives), ce qui lui permet de se développer sur



Fig. 8 - Situation typique aux abords d'un torrent.

des terrains instables soumis à des perturbations régulières. Avec un port assez souple et dense dépassant rarement 4 m de haut, son potentiel d'utilisation est très varié. **Implantée en pied de berge, elle favorise ainsi la dissipation de l'énergie du courant et le piégeage des sédiments fins.**

Elle peut être utilisée sur des substrats grossiers, pour peu que ceux-ci soient suffisamment pauvres en calcaire et bien alimentés en eau (proximité de la nappe phréatique, d'une source ou d'un suintement), du pied jusqu'en sommet de berge, de 1 400 à 2 100 m d'altitude.

Les branches du saule de Lagger peuvent produire des ramilles, des plançons ou des boutures. Son taux de reprise au bouturage est toutefois faible en conditions naturelles (environ 30 %), ce qui limite sensiblement son utilisation. Il est cependant envisageable de l'intégrer sous forme de boutures ou de plançons, à condition de l'implanter avec de fortes densités (30 à 40 pièces par mètre) et de l'utiliser en combinaison avec des espèces à fort taux de reprise comme le saule noirissant (*Salix myrsinifolia*) ou le saule pourpre (*S. purpurea*).

Son association avec l'aulne vert (*Alnus viridis*), le bouleau pendant (*Betula pendula*), les saules appendiculé (*S. appendiculata*) ou noirissant (*S. myrsinifolia*) est particulièrement pertinente, notamment dans les lits de plants et plançons et les caissons en rondins végétalisés.

Le saule de Lagger est disponible dans certaines pépinières spécialisées, mais son approvisionnement peut toutefois s'avérer difficile.

Le saule de Lagger bénéficie d'un statut de protection dans certains cantons suisses (protection partielle) ainsi que dans certaines régions françaises.

# *Salix myrsinifolia* Salisb.

## Saule noirissant

Salicacées

### Description

- Le saule noirissant est un arbuste caducifolié, à port dressé, haut de 1,5 à 4 m et formant des cépées denses (fig. 1).
- Les rameaux de l'année, brun foncé, violacés à rougeâtres, sont pubescents (fig. 2). Les rameaux de 2 ans, glabres ou velus et luisants ou mats selon les sous-espèces (fig. 3), sont striés sous l'écorce.
- Les bourgeons, ovoïdes à plan-convexes, bruns à noirâtres, sont généralement densément velus (pilosité appliquée à hirsute) et appliqués sur le rameau (fig. 2). Ils sont environ 2 fois plus longs que larges et mesurent de 2,5 à 6,5 mm (la plupart mesurant plus de 4 mm).
- Les feuilles, lancéolées à elliptiques, sont longues de 2 à 6 cm et larges de 1 à 3 cm. Elles sont vertes et glabres dessus, glauques à pruveuses à nervures velues (fig. 4) et pointe verte au revers, comme essuyées (fig. 5). Elles sont ondulées, irrégulièrement dentées et glanduleuses sur les bords. Elles noircissent rapidement à la dessiccation (tâches sombres visibles autour des impacts).
- Les fleurs, protégées par une écaille barbue brunâtre au sommet, sont rassemblées en chatons courts, presque sessiles et feuillés à la base. Les fleurs mâles sont composées de 2 étamines libres à filets glabres à légèrement velus à la base (fig. 6). Les fleurs femelles sont constituées d'une capsule glabre ou velue surmontée d'un long style à stigmates bifurqués (fig. 7).
- La floraison a lieu d'avril à juin, en même temps que la feuillaison.
- Deux sous-espèces sont actuellement décrites. La sous-espèce *alpicola* diffère du type (subsp. *myrsinifolia*) par ses rameaux de 2 ans brillants, glabres à glabrescents (fig. 3).



Fig. 4 - Feuille glauque à nervures velues au revers.



Fig. 5 - Pointe de la feuille verte dessous, paraissant essuyée.



Fig. 1 - Port en cépées denses.



Fig. 2 - Bourgeons et rameaux de l'année velus : (a) subsp. *alpicola* ; (b) subsp. *myrsinifolia*.



Fig. 3 - Rameau de 2 ans : (a) glabre et brillant chez la subsp. *alpicola* ; (b) mat et velu chez la subsp. *myrsinifolia*.

### Distribution et vulnérabilité

Le saule noirissant est une espèce euro-sibérienne présente sur l'ensemble du territoire suisse. En France, elle est uniquement recensée dans l'Est (Alpes, Jura, Vosges et plaine du Rhin) et les Pyrénées. Elle est fréquente dans les Alpes du Nord.

La distribution de la sous-espèce *alpicola* reste à préciser.

## Écologie

- Le saule noirissant est une espèce pionnière des fourrés et forêts ripicoles (aulnaies, saulaies, frênaies, etc.) et des saulaies d'altitude.
- Il croît préférentiellement sur des substrats alluvionnaires grossiers (sables, graviers, galets), généralement calcaires, frais à humides et présentant des variations d'humidité au cours de l'année, basiques à légèrement acides.
- La sous-espèce *alpicola* se développe préférentiellement dans le manteau de l'aulnaie blanche (*Salicetum alpicolae* – fig. 8) et les fourrés cryophiles d'altitude (*Betulo-Alnetea*) avec un optimum à l'étage subalpin (parfois jusqu'à 2 300 m).
- La sous-espèce *myrsinifolia* se développe préférentiellement au sein des aulnaies blanches (*Alnion incanae*) et formations arbustives annexes ou marécageuses (*Salicion pentandrae*) de l'étage collinéen à l'étage subalpin avec un optimum à l'étage montagnard.

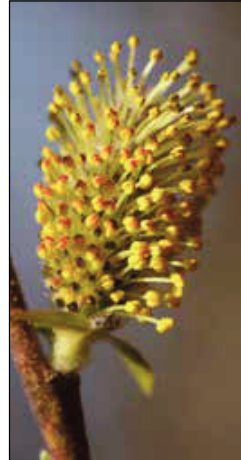


Fig. 6 - Chaton mâle court.



Fig. 7 - Chaton femelle présentant de longs styles à stigmates bifurqués.

## Utilisation en génie végétal

Le saule noirissant est une espèce particulièrement adaptée pour la stabilisation des berges des rivières de montagne. Dotée d'un fort pouvoir de régénération (rejets de souche), d'une croissance juvénile rapide et d'un système racinaire développé (rapp. vol. syst. sout./aérien = 1,8), cette espèce vigoureuse couvre et protège rapidement le sol. Son port buissonnant ne dépassant pas 4 m de hauteur (3 m pour la sous-espèce *alpicola*) et ses rameaux souples et robustes, lui offre une très bonne résistance à la traction. Implanté en pied de berge, il favorise ainsi la dissipation de l'énergie du courant et le piégeage des sédiments fins.

Tolérant aussi bien les sécheresses intenses que les inondations prolongées (son système racinaire s'adapte en fonction de l'hygrométrie du sol et de la hauteur de la nappe – Hughes *et al.* 2010), il peut être utilisé sur des substrats bruts très drainants, du pied jusqu'au sommet de berge (fig. 9), jusqu'à 2 200 m d'altitude (notamment la sous-espèce *alpicola*).



Fig. 9 - Situation typique en pied de berge sur blocs décimétriques (subsp. *myrsinifolia*).



Fig. 8 - Situation typique (subsp. *alpicola*) en lisière forestière (*Salicetum alpicolae*).

Compte tenu de la taille de ses rameaux et de son taux de reprise élevé au bouturage (entre 70 et 90 % avec de meilleurs résultats enregistrés sur des rameaux âgés plantés en période hivernale), cette espèce peut être utilisée sous forme de boutures, de branches, de plançons ou de ramilles. Elle peut ainsi être facilement intégrée dans un grand nombre d'ouvrages (lits de plants et plançons, caissons en rondins végétalisés, couches de branches à rejets, fascines de saule, bouturage, etc.), notamment en association avec l'aulne blanc (*Alnus incana*), le frêne commun (*Fraxinus excelsior*), le saule drapé (*Salix elaeagnos*), le saule faux daphné (*S. daphnoides*) ou le saule pourpre (*S. purpurea*).

Le saule noirissant est aussi disponible dans certaines pépinières mais la sous-espèce *alpicola* ne semble pas encore commercialisée. Souvent abondant aux abords des rivières de montagne, il est toutefois préférable de se procurer le matériel végétal à proximité des chantiers, garantissant ainsi l'utilisation de souches locales. Pour les aménagements à l'étage subalpin, il est conseillé, dans la mesure du possible, de privilégier la sous-espèce *alpicola*.

Le saule noirissant bénéficie d'un statut de protection dans certains cantons suisses (protection partielle).

# *Salix purpurea* L.

## Saule pourpre

Salicacées

### Description

- Le saule pourpre est un arbrisseau caducifolié formant des cépées denses pouvant atteindre 6 m de hauteur (fig. 1 et 8).
- Les rameaux de l'année, grêles, souples et généralement pourpre ou beiges (plus rarement verts ou gris), sont glabres et brillants (fig. 2). Les rameaux plus âgés deviennent ensuite beiges à grisâtres (fig. 3).
- Les bourgeons, souvent opposés à subopposés, généralement rougeâtres à noirâtres, parfois panachés de jaune, sont au moins 2 fois plus longs que larges et peuvent atteindre 10 mm de long. Ils sont glabres et plus ou moins luisants (fig. 2 et 3).
- Les feuilles, souvent opposées, sont obovales à lancéolées et courtement pétiolées. Elles mesurent 4 à 12 cm et sont de 3 à 10 fois plus longues que larges, élargies et denticulées dans la partie supérieure. Elles sont glabres sur les 2 faces, vert foncé dessus et glauques dessous (fig. 4 et 5).
- Les fleurs, protégées par une écaille velue rouge ou noire, sont rassemblées en chatons cylindriques denses et sessiles mesurant de 12 à 40 mm. Les fleurs mâles sont composées de 2 étamines à filets glabres, entièrement soudés, et d'anthers rouges en début de floraison devenant jaunâtres (fig. 6). Les fleurs femelles sont constituées d'une capsule sessile et pubescente (fig. 7).
- La floraison a lieu de mars à mai, avant la feuillaison.



Fig. 4 - Feuille vert foncé sur la face supérieure, denticulée sur la moitié supérieure (subsp. *purpurea*).

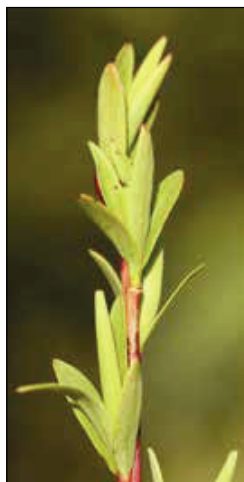


Fig. 5 - Feuilles vert clair, faiblement dentées (subsp. *angustior*).



Fig. 1 - Port ascendant en cépées denses (subsp. *purpurea*).



Fig. 2 - Bourgeons opposés sur rameau de l'année (subsp. *angustior*).



Fig. 3 - Bourgeons subopposés sur rameau de 2 ans (subsp. *purpurea*).

- Trois sous-espèces sont décrites à ce jour :
  - subsp. *angustior* aux feuilles vert clair, petites et faiblement dentées (fig. 5) et chatons ne dépassant pas 15 mm de long (fig. 6 et 7) ;
  - subsp. *lambertiana* aux feuilles arrondies à la base et denticulées sur toute leur longueur ;
  - subsp. *purpurea* aux feuilles en coin à la base et denticulées seulement sur la moitié supérieure (fig. 4).
- Le saule pourpre peut éventuellement être confondu avec le saule bleuâtre (*S. caesia*), qui s'en distingue par ses bourgeons globuleux moins de deux fois plus longs que larges et par ses feuilles jamais dentées.

### Distribution et vulnérabilité

Le saule pourpre est une espèce eurasiatique commune dans la majeure partie du territoire franco-suisse, à l'exception de l'extrême Ouest de la France.

La sous-espèce *purpurea* est très commune dans les Alpes du Nord. La sous-espèce *angustior*, d'Europe centrale, remplace la précédente en altitude. La sous-espèce *lambertiana*, ouest-européenne, n'est pas présente dans les Alpes du Nord (région située au-delà de la limite orientale de son aire).

## Écologie

- Le saule pourpre est une espèce pionnière à large amplitude se développant aux abords des cours d'eau (saulaies buissonnantes, aulnaies blanches, frênaies, saulaies blanches) et, en situation secondaire, au sein des fourrés mésophiles à mésoxérophiles (carrières, gravières, accrus forestiers – fig. 8).
- Il croît sur divers types de substrats (alluvions généralement grossières, sols argileux à graveleux plus ou moins riches en matière organique), basiques à légèrement acides, secs à humides. Il supporte aussi bien des sécheresses intenses que des inondations prolongées.
- Il présente un optimum écologique au sein des saulaies alluviales (*Salicetea purpureae* – fig. 1).
- La sous-espèce *angustior* se développe aux étages montagnard et subalpin (jusqu'à 2 400 m) et la sous-espèce *purpurea* aux étages collinéen et montagnard.

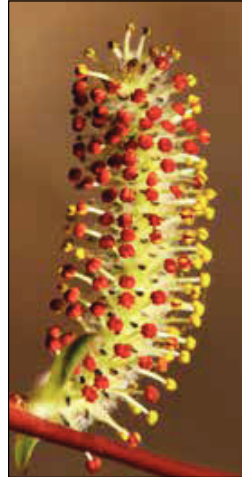


Fig. 6 - Chaton mâle cylindrique, dense et sessile (subsp. *angustior*).



Fig. 7 - Chaton femelle cylindrique, dense et sessile (subsp. *angustior*).

## Utilisation en génie végétal

Le saule pourpre est une espèce déjà largement utilisée en génie végétal. Dotée d'un fort pouvoir de régénération (rejets de souche), d'une croissance juvénile rapide et d'un système racinaire extrêmement développé (rapp. vol. syst. sout./aérien = 1,5), cette espèce vigoureuse couvre et protège rapidement le sol. Avec son port buissonnant ne dépassant généralement pas 6 m de hauteur et ses rameaux souples et robustes, elle offre une très bonne résistance à la traction et est particulièrement adaptée pour protéger les berges de cours d'eau et les talus très inclinés, sans risques de surcharge ou d'effet « bras de levier » (Beismann *et al.* 2000). **Implantée en pied de berge, elle favorise ainsi la dissipation de l'énergie du courant et le piégeage des sédiments fins.** Sa capacité à créer des racines adventives lui permet également de résister à l'ensevelissement.

Sa forte amplitude écologique permet de l'implanter sur tous types de substrats (même sur des matériaux grossiers et très drainants – fig. 8), dans diverses conditions d'ensoleillement, aussi bien en pied de berge qu'en sommet de talus et jusqu'à 2 300 m (notamment la sous-espèce *angustior*, plus adaptée en altitude).



Fig. 8 - Situation secondaire en contexte xérophile (subsp. *angustior*).

Compte tenu de la taille de ses rameaux et de son taux de reprise au bouturage supérieur à 90 % quelles que soient les conditions et les périodes de plantation, cette espèce peut être utilisée sous forme de boutures, de plançons ou de ramilles. Elle peut ainsi facilement être intégrée dans un grand nombre d'ouvrages de génie végétal : lits de plants et plançons, caissons en rondins végétalisés, tressages et fascines de saules, couches de branches à rejets, bouturage. Elle pourra notamment être associée aux saules noircissant (*Salix myrsinifolia*) et faux daphné (*S. daphnoides*), à la myricaire (*Myricaria germanica*), voire à l'argousier (*Hippophae rhamnoides*) ou encore aux saules drapé (*S. elaeagnos*) et à trois étamines (*S. triandra*) pour les aménagements situés en-dessous de 1 500 m d'altitude.

Le saule pourpre est disponible dans le commerce, y compris la sous-espèce *angustior* cultivée dans certaines pépinières.

Compte tenu de la présence de nombreux cultivars ornementaux sur le marché (« *Nana* », « *Howki* », « *Pendula* », etc.), une attention particulière devra être portée à la provenance des plants. La sous-espèce *lambertiana*, plus régulièrement cultivée pour l'ornement, ne devrait pas être employée dans les Alpes du Nord, ce taxon n'étant pas indigène sur ce secteur. Il est ainsi préférable de se procurer le matériel végétal à proximité des chantiers (boutures), garantissant alors l'utilisation de souches locales.

Le saule pourpre bénéficie d'un statut de protection dans certains cantons suisses (protection partielle).

# *Salix triandra* L.

## Saule à trois étamines

Salicacées

### Description

- Le saule à trois étamines est un arbuste caducifolié dépassant rarement 5 m de haut et formant des cépées denses (fig. 1).
- Les rameaux de l'année, généralement brun chocolat à brun rougeâtre, sont glabres, cannelés au sommet (fig. 2) et souvent pourvus de plaques décolorées blanchâtres (fig. 3). L'écorce âgée, généralement gris verdâtre, s'exfolie par plaques laissant alors visible un tronc couleur cannelle.
- Les bourgeons, plan-convexes, sont appliqués sur les rameaux (fig. 2 et 3). Ils sont 2 à 4 fois plus longs que larges et mesurent de 3 à 6 mm.
- Les feuilles, lancéolées, denticulées-glanduleuses, mesurent de 5 à 10 cm. Elles sont 3 à 5 fois plus longues que larges, glabres, vert foncé et luisantes dessus (fig. 4), plus claires ou un peu glauques au revers (fig. 5). Les stipules, longtemps persistantes, sont arrondies.
- Les fleurs, protégées par une écaille jaunâtre non barbue, sont rassemblées en chatons grêles et allongés, dressés à étalés et portés par un pédoncule feuillé. Les fleurs mâles sont composées de 3 étamines libres (fig. 6). Les fleurs femelles sont constituées d'une capsule glabre longue de 4 à 6 mm surmontée d'un style court (fig. 7).
- La floraison a lieu de mars à juin, avant ou pendant la feuillaison.



Fig. 1 - Port en cépées denses.

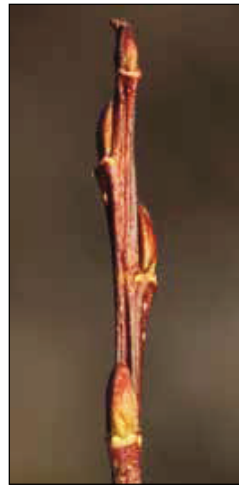


Fig. 2 - Rameau de l'année brun chocolat, cannelé au sommet.

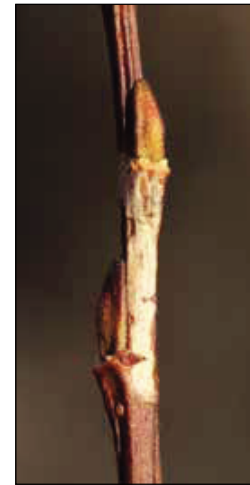


Fig. 3 - Bourgeons appliqués et rameau présentant des plaques décolorées blanchâtres.



Fig. 4 - Feuille vert foncé et luisante dessus.



Fig. 5 - Feuille vert clair à glauque au revers.

- Deux sous-espèces sont décrites à ce jour :
  - subsp. **discolor** aux feuilles blanchâtres ou glauques dessous ;
  - subsp. **triandra** aux feuilles vert pâle dessous.
- Le saule à trois étamines peut être confondu avec le saule faux daphné (*S. daphnoides*), aux rameaux de l'année non cannelés à leur extrémité et aux fleurs mâles composées de seulement 2 étamines. Il peut également être confondu avec le saule laurier (*S. pentandra*), aux feuilles visqueuses odorantes à l'état jeune et aux bourgeons foliaires à apex non appliqué sur les rameaux.

### Distribution et vulnérabilité

Le saule à trois étamines est une espèce eurasiatique assez largement répandue sur le territoire franco-suisse. Il est commun dans les Alpes du Nord, notamment aux abords des vallées préalpines.

La distribution des deux sous-espèces (non distinguées en Suisse) n'est pas encore totalement connue.

## Écologie

- Le saule à trois étamines est une espèce pionnière formant des saulaies arbustives aux abords des cours d'eau. Régulièrement associé au saule blanc (*S. alba*) à basse altitude, il s'efface petit à petit au profit de ce dernier dans les formations forestières.
- Il croît sur des matériaux alluvionnaires plutôt fins (argiles, limons, sables), généralement calcaires, neutres à basiques, plus ou moins riches en nutriments et régulièrement inondés (sols frais à humides suivant les fluctuations de la nappe).
- Il présente un optimum écologique au sein des saulaies alluviales sur matériaux fins (*Salicetum triandrae* – fig. 8).
- Il se développe de l'étage collinéen à l'étage subalpin inférieur (jusqu'à 1 700 m).



Fig. 6 - Chaton mâle grêle et allongé.

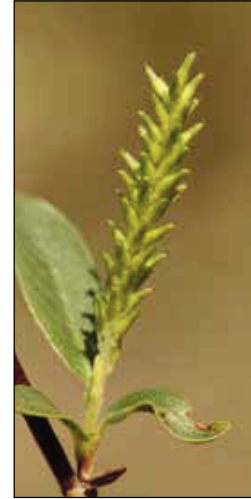


Fig. 7 - Chaton femelle lâche, porté par un pédoncule feuillé.

## Utilisation en génie végétal

Le saule à trois étamines est une espèce régulièrement utilisée en génie végétal, notamment pour la stabilisation des berges des cours d'eau de basse altitude. Il offre également de nombreuses potentialités pour une utilisation en rivière de montagne.

Dotée d'un fort pouvoir de régénération (rejets de souche) et d'une croissance juvénile rapide, cette espèce vigoureuse couvre et protège rapidement le sol. Avec son port buissonnant dépassant rarement 5 m de haut et sa tolérance à la submersion, elle est particulièrement adaptée pour être implantée en pied de berge. Dans ces conditions, la fragilité de ses rameaux favorise un recépage permanent sans diminuer la vitalité des plants, induisant ainsi **la formation de buissons denses permettant de dissiper l'énergie du courant et de piéger les sédiments fins**. Dotée d'une forte capacité d'évapotranspiration (Zouaoui 2011), elle est également adaptée pour drainer les berges et talus soumis à des infiltrations d'eau.

Compte tenu de son écologie, il est déconseillé de l'implanter sur des substrats grossiers drainants, dans des conditions d'ombrage trop important (vallées encaissées, pentes fortement boisées, végétation arborée dense) ou à des altitudes supérieures à 1 500 m. Elle tolère toutefois relativement bien l'acidité du sol et peut être utilisée sur des substrats siliceux, pour peu que ceux-ci soient suffisamment riches en matériaux fins (Hytonen et Saarsalmi 2009).



Fig. 8 - Situation typique en contexte alluvial sur matériaux fins (*Salicetum triandrae*).

Étant donné la taille de ses rameaux et son taux de reprise élevé au bouturage (supérieur à 70 % quelles que soient les conditions), cette espèce peut être utilisée sous forme de boutures, de plançons ou de ramilles. Elle peut ainsi facilement être intégrée dans un grand nombre d'ouvrages de génie végétal (lits de plants et plançons, caissons en rondins végétalisés, fascines de saules, couches de branches à rejets, bouturage). Ses branches cassantes limitent toutefois son utilisation pour certaines techniques, notamment le tressage. Développant un système racinaire plutôt superficiel (rapp. vol. syst. sout./aérien = 0,4), elle devra être associée à d'autres saules buissonnants ou arbustifs à système racinaire plus profond comme les saules pourpre (*Salix purpurea*) ou noirissant (*S. myrsinifolia*). Il est aussi intéressant de noter que cette espèce

tolère bien les tailles d'entretien (recépage, création de saules têtards) et l'abrutissement, notamment par le castor.

Le saule à trois étamines est disponible dans le commerce. Compte tenu de la présence de nombreux cultivars ornementaux (« *Black Hollandens* », « *Light Franck* », « *Noire de Villaine* », etc.), une attention particulière devra être portée à la provenance des plants. Étant donné sa relative abondance aux abords de certains cours d'eau, il est préférable de se procurer le matériel végétal à proximité des chantiers (boutures), garantissant alors l'utilisation de souches locales.

Le saule à trois étamines bénéficie d'un statut de protection dans certains cantons suisses (protection totale ou partielle).

# Génie Végétal en rivière de montagne

<http://www.geni-alp.org/ouvrage/techniques/414-chantier-de-cluses>



## 4.1.4. Chantier de Cluses

L'exemple décrit ici sur l'Arve, à Cluses, est représentatif d'une contrainte classique pour le génie végétal appliqué en cours d'eau de montagne (ou dans le fond des vallées internes des Alpes). Il s'agit de l'exposition aux crues printanières, inhérentes au régime hydrologique nival, autrement dit qui interviennent lorsque la fonte des neiges se produit dans les parties hautes du bassin versant. Ces crues printanières correspondent à la pleine période de démarrage de la végétation. Or, si les végétaux supportent relativement bien des immersions prolongées en cas de crues hivernales (fréquentes en régime pluvial), à savoir pendant le repos de la végétation, il n'en va pas de même en pleine période de végétation. Ces immersions printanières sont d'autant plus préjudiciables dans le cas de nouveaux aménagements, avec de jeunes plants, donc bas et moins résistants. Cette contrainte est souvent accentuée par des variations journalières importantes de débit, donc de hauteur d'eau, entre le jour et la nuit. Et il est bien clair que ces phénomènes sont accentués par l'endiguement, qui réduit le gabarit d'écoulement, donc amplifie les effets liés aux variations de débits. Sur l'Arve, ce type de crue peut être violent et surtout rapide, car le temps de réponse d'un événement météorologique survenant dans le bassin versant peut être très bref.

- ◉ [4.1.4.1. Présentation générale de l'ouvrage](#) (/ouvrage/techniques/4141-pr%C3%A9sentation-g%C3%A9n%C3%A9rale-de-l%E2%80%99ouvrage)
- ◉ [4.1.4.2. Description technique des ouvrages](#) (/ouvrage/techniques/4142-description-technique-des-ouvrages)
- ◉ [4.1.4.3. Végétation](#) (/ouvrage/techniques/4143-v%C3%A9g%C3%A9tation)

◀ [4.1.3.3. Végétation](#) (/ouvrage/techniques/4133-v%C3%A9g%C3%A9tation)

**haut**

(/ouvrage/techniques/41-  
techniques-  
v%C3%A9g%C3%A9tales-  
et-  
techniques-  
mixtes-en-  
cours-  
d%E2%80%99eau-  
de-  
montagne)

[4.1.4.1. Présentation générale de l'ouvrage](#) (/ouvrage/techniques/4141-pr%C3%A9sentation-g%C3%A9n%C3%A9rale-de-l%E2%80%99ouvrage)

# Génie Végétal en rivière de montagne

## RECUEIL d'expériences techniques

### 4.1.4.1. Présentation générale de l'ouvrage



#### Le site

Pays : France  
Commune : Cluses (Haute-Savoie)  
Altitude : 473 m  
Latitude-longitude : 46°04'10" N, 06°33'22" E  
Maître d'ouvrage : SM3A (Syndicat mixte d'aménagement de l'Arve et de ses abords)  
Maître d'œuvre : BIOTEC  
Enjeu sécuritaire : zone urbaine

#### Le cours d'eau : l'Arve

Pente de profil en long : 0,3 %  
Débit de crue centennale : 528 m<sup>3</sup>/s

([http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox\\_genialp/public/images/images\\_partie\\_2/fig33\\_carte\\_cluses.jpg?tok=1z\\_VNjlm](http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox_genialp/public/images/images_partie_2/fig33_carte_cluses.jpg?tok=1z_VNjlm))

Fig. 33 - Plan de situation du chantier de Cluse.

#### Contexte et enjeux

En raison de l'endiguement et d'une exploitation exagérée des matériaux alluvionnaires pendant la deuxième moitié du 20<sup>e</sup> siècle, l'Arve a subi un phénomène important d'incision du lit. Ce phénomène a également induit une dégradation de l'état des berges qui, au fur et à mesure de l'approfondissement du lit, ont adopté un profil toujours plus incliné, donc toujours plus sensible à l'érosion. C'était le cas dans la traversée de Cluses, au niveau du parc public de la Sardagne où de vieux arbres penchés, pesant de tout leur poids, provoquaient des effets de bras de levier sur une berge très pentue et déjà dégradée. À cette situation précaire d'un point de vue mécanique s'ajoutait une qualité paysagère et écologique médiocre, notamment en raison de l'installation massive par endroits, de plantes exotiques envahissantes.

Les gestionnaires de l'Arve ont, depuis quelques années, entrepris de contrecarrer le phénomène d'incision et de rehausser le niveau du lit par la mise en place d'ouvrages transversaux, sous la forme de seuils imposants en blocs, répartis sur le profil en long. À cette première démarche devait logiquement succéder la restauration des berges. Dans le cas du parc de la Sardagne, l'intervention se justifiait d'autant plus que la berge se situe à l'aval immédiat d'un de ces ouvrages, donc dans une zone au courant parfois turbulent suite au ressaut hydraulique du seuil de Sardagne.

L'alternance des brusques montées d'eau et décrues provoque également un effet de ressuyage et de succion des matériaux constituant la berge, au demeurant très hétérogènes, donc présentant une faible cohésion. De ce fait, et compte tenu de l'état de dégradation de la berge, l'usage d'un chemin piétonnier, sis en sommet, et celui du parc public lui-même étaient remis en cause à moyen terme. Les objectifs de l'aménagement proposé étaient donc de préserver durablement les usages existants en rive, tout en participant à la mise en valeur du site sur les plans écologiques et paysagers.

#### Description succincte de l'ouvrage

Techniques employées : enrochement + lits de plants et plançons, fascines + boutures de saules et plants forestiers  
Orientation de l'ouvrage : sud-ouest  
Emplacement de l'ouvrage : rive droite  
Longueur de l'aménagement : 280 m  
Date de réalisation : 2005  
Montant total de l'investissement : 427 600 € TTC

◀ 4.1.4. Chantier de Cluses (/ouvrage/techniques/414-chantier-de-cluses)

haut

4.1.4.2. Description technique des ouvrages (/ouvrage/techniques/4142-description-technique-des-ouvrages)

(/ouvrage/techniques/414-

ouvrages)

chantier-

de-cluses)

# Génie Végétal en rivière de montagne



## 4.1.4.2. Description technique des ouvrages

L'aménagement concerne la berge droite de l'Arve en aval du seuil de Sardagne sur un linéaire approchant les 300 m. Le degré de protection des berges est décroissant d'amont en aval, au regard de la diminution significative des contraintes hydrauliques, de la diminution de la pente des berges et de l'élargissement progressif du lit et du gabarit d'écoulement. Le projet se décline en trois profils types différents, d'amont en aval :

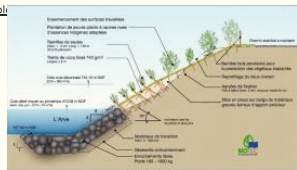
### Aménagement type A (95 m)



Un enrochement de pied de berge, construit et rangé avec des blocs posés un à un, également muni d'un sabot parafouille, est monté jusqu'au niveau de la crue annuelle cote 470.97 m NGF. Au-dessus de l'enrochement, trois niveaux de lits de plants et plançons sont mis en place, renforcés par la pose d'un treillis de coco. Les remous et turbulences liés au ressaut hydraulique induit par le seuil ne permettent pas de descendre plus bas que cette cote de la crue annuelle, avec les techniques végétales. Enfin, le sommet de berge est terminé par un talutage (2V/3H), la couverture des matériaux terreux avec un treillis de coco et des plantations de plants forestiers. Ces plants contribuent à diversifier le cortège d'espèces ligneuses, constituant un nouveau cordon boisé. L'ensemble de l'aménagement (enrochement, lits de plants et plançons et sommet de talus) est également ensemencé par projection hydraulique, avec un mélange grainier d'espèces indigènes adaptées.

### Aménagement type B (135 m)

[http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox\\_genialip/public/images/images\\_partie\\_2/fig35\\_coupe\\_crus\\_amiant.jpg?itok=g32-00](http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox_genialip/public/images/images_partie_2/fig35_coupe_crus_amiant.jpg?itok=g32-00)  
 Fig. 34 - Mise en place des plants sur le premier lit de plants et plançons au début du printemps 2005.



Le principe d'aménagement est identique au premier tronçon, à la différence près que l'éloignement progressif du seuil permet d'arrêter l'enrochement plus bas et de donner plus de place aux techniques végétales. Ainsi, sur ce tronçon, le sommet de l'enrochement est calé au niveau de la cote du débit moyen de l'Arve au cours des mois d'avril, mai et juin (470.08 NGF), à savoir pendant les crues printanières correspondant à la fonte des neiges sur les hauteurs du bassin versant, notamment dans la vallée de Chamonix. Jusqu'à cinq niveaux de lits de plants et plançons succèdent à l'enrochement, puis la finition de la berge se fait à l'identique du premier tronçon (fig. 35).

### Aménagement type C (50 m)

[http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox\\_genialip/public/images/images\\_partie\\_2/fig36\\_coupe\\_crus\\_amiant.jpg?itok=b1HD6nFM](http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox_genialip/public/images/images_partie_2/fig36_coupe_crus_amiant.jpg?itok=b1HD6nFM)  
 Fig. 35 - Coupe transversale sur l'ouvrage (aménagement de type B).

L'élargissement du gabarit d'écoulement de l'Arve permet ici de taluter la berge en pente douce (1V/5H) et d'approcher un profil d'équilibre facilitant la tenue mécanique des sols et leur stabilisation uniquement avec des végétaux. Ainsi, le pied de berge est aménagé d'une fascine de saules à double rangée de pieux. L'altimétrie de cet ouvrage de protection de pied de berge est calée en fonction de l'observation de la limite inférieure des ligneux existants, notamment en rive gauche (469,6 NGF). Compte tenu du fait que l'on se trouve sur un cours d'eau dynamique qui charrie beaucoup d'alluvions, la fascine est pourvue d'un lit de ramilles anti-affouillement placé sous les branches, perpendiculairement au courant. L'utilité de ce dispositif est de piéger les sédiments fins au pied de la fascine (par double effet de frein et de filtre). Ainsi, non seulement l'affouillement de l'ouvrage est évité, mais en plus, on favorise la sédimentation. À terme, se forme un bourrelet de sables et graviers fins qui protège la fascine.

Cet ouvrage de pied de berge est également muni de plançons dressés verticalement à l'arrière de la fascine. Ils permettent d'obtenir plus rapidement le développement de réseaux racinaires en profondeur et de renforcer la zone de transition entre deux techniques (ici entre la fascine et l'aménagement du talus de berge), qui constitue souvent un point de faiblesse. À l'arrière de la fascine et en complément de celle-ci, des boutures de saules sont plantées à densité élevée. Elles permettent d'obtenir un ourlet buissonnant et arbustif relativement large et dense, constitué de tiges souples. Cet ourlet est à même de freiner efficacement le courant en cas de crue, de favoriser ainsi la sédimentation et d'absorber les contraintes hydrauliques. De la mi-berge jusqu'au sommet, le talus est simplement couvert d'un treillis de coco et planté avec des plants forestiers d'espèces typiques des bords de l'Arve, qui contribuent au développement d'une ripisylve équilibrée, diversifiée et stable.

[http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox\\_genialip/public/images/images\\_partie\\_2/fig38\\_coupe\\_crus\\_amiant.jpg?itok=HzdR-ISR](http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox_genialip/public/images/images_partie_2/fig38_coupe_crus_amiant.jpg?itok=HzdR-ISR)  
 Fig. 38 - L'ouvrage à la fin des travaux (aménagement de type A).

[http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox\\_genialip/public/images/images\\_partie\\_2/fig37\\_coupe\\_crus\\_amiant.jpg?itok=xP1Rdw7P](http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox_genialip/public/images/images_partie_2/fig37_coupe_crus_amiant.jpg?itok=xP1Rdw7P)  
 Fig. 37 - Fin de la mise en place des lits de plants et plançons (aménagement de type A).

[http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox\\_genialip/public/images/images\\_partie\\_2/fig36\\_coupe\\_crus\\_amiant.jpg?itok=PW-8c8IM](http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox_genialip/public/images/images_partie_2/fig36_coupe_crus_amiant.jpg?itok=PW-8c8IM)  
 Fig. 36 - Le géotextile est déroulé sur le premier lit de plants et plançons.

[http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox\\_genialip/public/images/images\\_partie\\_2/fig39\\_coupe\\_crus\\_amiant.jpg?itok=cvZ7MRuX](http://www.geni-alp.org/ouvrage/sites/default/files/styles/colorbox_genialip/public/images/images_partie_2/fig39_coupe_crus_amiant.jpg?itok=cvZ7MRuX)  
 Fig. 39 - L'ouvrage trois ans après la fin des travaux.



# Génie Végétal en rivière de montagne



## 4.1.4.3. Végétation

Pas d'informations disponibles.

---

[< 4.1.4.2. Description technique des ouvrages](#) (/ouvrage/techniques/4142-description-technique-des-ouvrages)

**haut**  
(/ouvrage/techniques/414-  
chantier-  
de-cluses)

[4.1.5. Chantier d'Oulx](#) > (/ouvrage/techniques/415-chantier-d%E2%80%99oulx)

---

## Bibliographie partie I

- Abernethy B, Rutherford ID. 1998. Where along a river's length will vegetation most effectively stabilise stream banks? *Geomorphology* **23** : 55-75.
- Adam P, Debais N, Gerber F, Lachat B. 2008. Le génie végétal. Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques. Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement durables. La Documentation française, Paris, 292 p.
- Adam P, Malavoi JR, Debais N. 2007. Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau. Agence de l'Eau Seine Normandie, Nanterre, 293 p.
- Agence de l'Eau RM&C, GRAIE. 1999. La gestion intégrée des rivières : pour une approche globale, Volume 1, Agences de l'eau.
- Agence de l'Eau RM&C. 2007. Outils socio-économiques pour une nouvelle culture de l'eau, Guide technique n°10, Comité de Bassin Rhône-Méditerranée.
- Agence de l'Eau RM&C. 2011. L'état des eaux des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse 2010.
- Agence de l'Eau RM&C, DREAL Rhône-Alpes, ONEMA. 2009. Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux 2010-2015, Comité de Bassin Rhône-Méditerranée.
- Angradi TR, Schweiger EW, Bolgrien DW, Ismert P, Selle T. 2004. Bank stabilization, riparian land use and the distribution of large woody debris in a regulated reach of the Upper Missouri River, North Dakota, USA. *River Research and Applications* **20** : 829-846.
- Bernard P. 1994. Les zones humides. Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques. Commissariat au Plan. La Documentation française, Paris, 391 p.
- Borland WM. 1960. Stream channel stability. United States Bureau of Reclamation, Denver.
- Bravard JP. 1991. La dynamique fluviale à l'épreuve des changements environnementaux : quels enseignements applicables à l'aménagement des rivières? *La Houille Blanche* **7-8** : 515-521.
- Bravard JP, Landon N, Peiry JL, Piégay H. 1999. Principles of engineering geomorphology for managing channel erosion and bedload transport, examples from French rivers. *Geomorphology* : 291-311.
- Christer N, Roland J. 1995. Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regulated Rivers : Research & Management* **11** : 55-66.
- Degoutte G. 2006. Diagnostic, aménagement et gestion des rivières. Hydraulique et morphologie fluviale appliquée. Lavoisier, Paris, 394 p.
- Donat M. 1995. Bioengineering Techniques for Streambank Restoration - A Review of Central European Practices. Watershed Restoration Project Report 2. Ministry of Environment, Lands and Parks et Ministry of Forests, 86 p.
- EAWAG. 2010. La diversité des habitats et la richesse spécifique. *EAWAG News* **69** : 8-11.
- Everson DA, Boucher DH. 1998. Tree species-richness and topographic complexity along the riparian edge of the Potomac River. *Forest Ecology and Management* **109** : 305-314.
- Ferreira MT, Moreira IS. 1999. River plants from an Iberian basin and environmental factors influencing their distribution. *Hydrobiologia* **415** : 101-107.
- Ferro V, Porto P. 2011. Predicting the equilibrium bed slope in natural streams using a stochastic model for incipient sediment motion. *Earth Surface Processes and Landforms* **36** : 1007-1022.
- Fouque C, Ximènes MC, Barnaud G, Levet D, Broyer J. 2006. Les zones humides françaises : évolutions récentes - Première partie : les milieux. *Faune sauvage* **271** : 4-12.
- Fripp J, Hoag JC, Moody T. 2008. Streambank soil bioengineering : a proposed refinement of the definition. In *Riparian Wetland Project Information - October 2008*.
- Genin JR. 2009. Application de la télédétection pour la caractérisation des changements géomorphologiques d'une rivière en tresses. Université de Provence, Aix-en-Provence, 21 p.
- Gerber E, Krebs C, Murrell C, Moretti M, Rocklin R, Schaffner U. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia spp.*) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* **141** : 646-654.
- Gilbert GK. 1914. The transportation of debris by running water. *US Geological Survey Professional Paper* **86** : 221.
- Gray D, Sotir R. 1996. Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization - A Practical Guide for Erosion Control. John Wiley and Sons, Inc., New-York, 378 p.
- Grelot F. 2004. Gestion collective des inondations : peut-on tenir compte de l'avis de la population dans la phase d'évaluation économique a priori? Cemagref, 383 p.
- Grelot F. 2009. L'évaluation économique du risque. In *Actes du colloque des 3 et 4 juin 2009 «Risque d'inondation : quels défis pour la recherche en appui à l'action publique ?»*, pp. 63-68. MEEDDM et Cemagref Lyon.
- INERIS, BRGM. 2007. Atlas des Risques Naturels Majeurs de l'Oise, Direction Départementale des Territoires de l'Oise.
- Jakob M, Bovis M, Oden M. 2005. The significance of channel recharge rates for estimating debris-flow magnitude and frequency. *Earth Surface Processes and Landforms* **30** : 755-766.
- Köstler JN, Brueckner E, Biberliether H. 1968. Die Wurzeln der Waldbäume: Untersuchung zur Morphologie der Waldbäume in Mitteleuropa. Paul Parey, Hamburg, 284 p.
- Lachat B. 1991. Hydroécologie et génie biologique. Les fondements de l'aménagement des cours d'eau. *Ingénieurs et architectes suisses* **24** : 503-510.
- Lachat B. 1994. Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales. Ministère de l'Environnement, Paris, 143 p.
- Landon N, Piégay H, Bravard JP. 1998. The Drôme river incision (France) : from assessment to management. *Landscape and Urban Planning* **43** : 119-131.
- Lane EW. 1955. The importance of fluvial morphology in hydraulic engineering. *Journal of the Hydraulics Division of the American Society of Civil Engineers* **81** : 1-17.
- Larsen EW, Greco SE. 2002. Modeling channel management impacts on river migration : a case study of Woodson Bridge State Recreation Area, Sacramento River, California, USA. *Environmental Management* **30** : 209-224.
- Lévêque C. 1998. Biodiversity and management of inland aquatic ecosystems. *Revue des Sciences de l'Eau* **11** : 211-221.
- Liébaud F. 2003. Les rivières torrentielles des montagnes drômoises : évolution contemporaine et fonctionnement géomorphologique actuel (massifs du Diois et des Baronnies). Université Lumière, Lyon, 358 p.
- Liébaud F, Cassel M, Jantzi H, Tacon S, Talaska N. 2010. Régime sédimentaire et morphologie des rivières en tresses alpines et méditerranéennes. Cemagref, Grenoble, 27 p.
- Liébaud F, Gomez B, Page M, Marden M, Peacock D, Richard D, Trotter CM. 2005. Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. *River Research and Applications* **21** : 739-756.
- Mackin JH. 1948. Concept of the graded river. *Geological Society of America Bulletin* **59** : 463-512.
- Malavoi JR, Bravard JP. 2010. Eléments d'hydromorphologie fluviale. ONEMA, Vincennes, 224 p.
- Malavoi JR, Bravard JP, Piégay H, Hérouin E, Ramez P. 1998. Guide technique SDAGE n°2 : Méthode de délimitation de l'espace de liberté des cours d'eau. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse, 39 p.
- Malavoi JR, Garnier CC, Landon N, Recking A, Baran P. 2011. Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière. ONEMA, Vincennes.
- Millar RG, Quick MC. 1993. Effect of bank stability on geometry of gravel rivers. *Journal of Hydraulic Engineering - Asce* **119** : 1343-1363.
- Ministère de l'Écologie, du Développement Durable des Transports et du Logement (MEDDTL), Agences de l'eau, DIREN de bassin, SIEE. 2005. Synthèse des états des lieux 2004, MEDDTL.
- Montgomery DR, Buffington JM. 1997. Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin* **109** : 596-611.
- Montgomery DR, Buffington JM. 1998. Channel processes, classification, and response. In *River Ecology and Management*, pp 13-42. Eds Naiman R, Bilby R. Springer-Verlag, New-York.
- N'Guyen J. 2008. Acceptabilité socio-économique d'un espace de liberté pour la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin). Mémoire d'Ingénieur, ENGESS Strasbourg, CNRS.
- Nilsson C, Ekblad A, Dynesius M, Backe S, Gardfjell M, Carlberg B, Hellqvist S, Jansson R. 1994. Comparison of Species Richness and Traits of Riparian Plants between a Main River Channel and Its Tributaries. *Journal of Ecology* **82** : 281-295.
- Nilsson C, Grelsson G, Johansson M. 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology* **70** : 77-84.
- Office fédéral de l'environnement (OFEV). 2007. Directive Cadre sur l'Eau et législation suisse sur le contrôle de la pollution des eaux : comparatif. BAFU (EG-Wasserrahmenrichtlinie und Schweizer Wasser - und Gewässerschutzgesetzgebung : eine Gegenüberstellung, Auftrag des Bundesamtes für Umwelt).
- Office fédéral de l'environnement (OFEV). 2012. Gestion par bassin versant : guide pratique pour une gestion intégrée des eaux en Suisse. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.
- Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Office fédéral des eaux et de la géologie (OFEG). 2003. Idées directrices - Cours d'eau suisses : pour une politique de gestion durable de nos eaux, OFEFP/OFEG (éd.), OFAG, ARE, Berne.
- Pautou G, Girel J, Peiry JL, Hughes F, Richards K, Foussadier R, Garguet-Dupont B, Harris T, Barsoum N. 1996. Les changements de végétation dans les hydrosystèmes fluviaux : l'exemple du haut Rhône et de l'Isère dans le Grésivaudan. *Revue d'Écologie Alpine* **3** : 41-66.
- Peiry JL, Salvador PG, Nouguier F. 1994. L'incision des rivières dans les Alpes du Nord : état de la question. *Revue de Géographie de Lyon* **69** : 47-56.
- Piégay H, Alber A, Slater L, Bourdin L. 2009. Census and typology of braided rivers in the French Alps. *Aquatic Sciences* **71** : 371-388.
- Piégay H, Darby SE, Mosselman E, Surian N. 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor : a sustainable approach to managing bank erosion. *River Research and Applications* **21** : 773-789.
- Planty-Tabacchi A, Tabacchi E, Bonillo MS. 2001. Invasions of river corridors by exotic plant species : patterns and causes. In *Plant invasions : species ecology and ecosystem management*, pp 221-234. Eds Brundu G, Brock J, Camardam L, Child L, Wade M. Backhuys Publishers, Leiden.

- Prunier P, Garraud L, Köhler C, Lambelet C, Selvaggi A, Werner P. 2010. Distribution et régression de la petite massette (*Typha minima*) dans les Alpes. *Bot. Helv.* 120 : 43-52.
- Renöfält BM, Jansson R, Nilsson C. 2005. Spatial patterns of plant invasiveness in a riparian corridor. *Landscape Ecology* 20 : 165-176.
- Renöfält BM, Nilsson C, Jansson R. 2005. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography* 32 : 2025-2037.
- Saillard J. 2006. Préservation de l'espace de liberté de l'Allier sur le site Loire nature de Varennes/Moulins. In *Colloque Loire Nature - Pour une gestion durable d'un fleuve et de ses affluents - 7-9 novembre 2006*. Loire Nature.
- Schiechl HM. 1992. Weiden in der Praxis. Patzer Verlag, Berlin-Hanover, 130 p.
- Schiechl HM, Stern R. 1997. Water Bioengineering Techniques for Watercourse Bank and Shoreline Protection. Blackwell Science, Oxford, 186 p.
- Schnitzler-Lenoble A. 2007. Biodiversité végétale. In *Forêts alluviales d'Europe*. Tec et Doc, Paris, 388 p.
- Schumm SA. 1971. Fluvial Geomorphology: Channel adjustment and river metamorphosis. In *River Mechanics*, pp 5.1-5.22. Ed. Shen HW, Fort Collins.
- Surian N, Cissotto A. 2007. Channel adjustments, bedload transport and sediment sources in a gravel-bed river, Brenta River, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* 32 : 1641-1656.
- Surian N, Rinaldi M. 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology* 50 : 307-326.
- Surell A. 1841. Etude sur les torrents des Hautes-Alpes, Tome 1. Dunod, Paris, 283 p.
- Wasson JG, Malavoi JR, Maridet L, Paulin L. 2000. Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. Cemagref.
- Wilcock P, Pitlick J, Cui Y. 2009. Sediment transport primer: estimating bed-material transport in gravel-bed rivers. In *General Technical Report*, p 78. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins.
- Wynn TM, Mostaghimi S. 2006. Effects of riparian vegetation on stream bank subaerial processes in southwestern Virginia, USA. *Earth Surface Processes and Landforms* 31 : 399-413.
- Zanetti C. 2010. Caractéristiques du développement des systèmes racinaires ligneux dans les digues, Thèse, Cemagref Aix-en-Provence, Université de Provence Aix-Marseille 1, Aix-en-Provence, 442 p.
- Zeh H. 2007. Génie biologique, manuel de construction. Société suisse du génie biologique et Fédération Européenne pour le génie biologique, Zurich, 441 p.
- Donat M. 1995. Bioengineering Techniques for Streambank Restoration - A Review of Central European Practices. Watershed Restoration Project Report 2. Ministry of Environment, Lands and Parks et Ministry of Forests, 86 p.
- EAWAG. 2010. La diversité des habitats et la richesse spécifique. *EAWAG News* 69 : 8-11.
- Everson DA, Boucher DH. 1998. Tree species-richness and topographic complexity along the riparian edge of the Potomac River. *Forest Ecology and Management* 109 : 305-314.
- Ferreira MT, Moreira IS. 1999. River plants from an Iberian basin and environmental factors influencing their distribution. *Hydrobiologia* 415 : 101-107.
- Ferro V, Porto P. 2011. Predicting the equilibrium bed slope in natural streams using a stochastic model for incipient sediment motion. *Earth Surface Processes and Landforms* 36 : 1007-1022.
- Fouque C, Ximènes MC, Barnaud G, Levet D, Broyer J. 2006. Les zones humides françaises : évolutions récentes - Première partie : les milieux. *Faune sauvage* 271 : 4-12.
- Fripp J, Hoag JC, Moody T. 2008. Streambank soil bioengineering : a proposed refinement of the definition. In *Riparian Wetland Project Information - October 2008*.
- Genin JR. 2009. Application de la télédétection pour la caractérisation des changements géomorphologiques d'une rivière en tresses. Université de Provence, Aix-en-Provence, 21 p.
- Gerber E, Krebs C, Murrell C, Moretti M, Rocklin R, Schaffner U. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia spp.*) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* 141 : 646-654.
- Gilbert GK. 1914. The transportation of debris by running water. *US Geological Survey Professional Paper* 86 : 221.
- Gray D, Sotir R. 1996. Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization - A Practical Guide for Erosion Control. John Wiley and Sons, Inc., New-York, 378 p.
- Grelot F. 2004. Gestion collective des inondations : peut-on tenir compte de l'avis de la population dans la phase d'évaluation économique a priori ? Cemagref, 383 p.
- Grelot F. 2009. L'évaluation économique du risque. In *Actes du colloque des 3 et 4 juin 2009 « Risque d'inondation : quels défis pour la recherche en appui à l'action publique ? »*, pp. 63-68. MEEDDM et Cemagref, Lyon.
- INERIS, BRGM. 2007. Atlas des Risques Naturels Majeurs de l'Oise, Direction Départementale des Territoires de l'Oise.
- Jakob M, Bovis M, Oden M. 2005. The significance of channel recharge rates for estimating debris-flow magnitude and frequency. *Earth Surface Processes and Landforms* 30 : 755-766.
- Köstler JN, Brueckner E, Bibelriether H. 1968. Die Wurzeln der Waldbäume: Untersuchung zur Morphologie der Waldbäume in Mitteleuropa. Paul Parey, Hamburg, 284 p.
- Lachat B. 1991. Hydroécologie et génie biologique. Les fondements de l'aménagement des cours d'eau. *Ingénieurs et architectes suisses* 24 : 503-510.
- Lachat B. 1994. Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales. Ministère de l'Environnement, Paris, 143 p.
- Landon N, Piégay H, Bravard JP. 1998. The Drôme river incision (France) : from assessment to management. *Landscape and Urban Planning* 43 : 119-131.
- Lane EW. 1955. The importance of fluvial morphology in hydraulic engineering. *Journal of the Hydraulics Division of the American Society of Civil Engineers* 81 : 1-17.
- Larsen EW, Greco SE. 2002. Modeling channel management impacts on river migration: a case study of Woodson Bridge State Recreation Area, Sacramento River, California, USA. *Environmental Management* 30 : 209-224.
- Lévêque C. 1998. Biodiversity and management of inland aquatic ecosystems. *Revue des Sciences de l'Eau* 11 : 211-221.
- Liébault F. 2003. Les rivières torrentielles des montagnes drômoises : évolution contemporaine et fonctionnement géomorphologique actuel (massifs du Diois et des Baronnies). Université Lumière, Lyon, 358 p.
- Liébault F, Cassel M, Jantzi H, Tacon S, Talaska N. 2010. Régime sédimentaire et morphologie des rivières en tresses alpines et méditerranéennes. Cemagref, Grenoble, 27 p.
- Liébault F, Gomez B, Page M, Marden M, Peacock D, Richard D, Trotter CM. 2005. Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. *River Research and Applications* 21 : 739-756.
- Mackin JH. 1948. Concept of the graded river. *Geological Society of America Bulletin* 59 : 463-512.
- Malavoi JR, Bravard JP. 2010. Eléments d'hydromorphologie fluviale. ONEMA, Vincennes, 224 p.
- Malavoi JR, Bravard JP, Piégay H, Hérouin E, Ramez P. 1998. Guide technique SDAGE n°2 : Méthode de délimitation de l'espace de liberté des cours d'eau. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse, 39 p.
- Malavoi JR, Garnier CC, Landon N, Recking A, Baran P. 2011. Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière. ONEMA, Vincennes.
- Millar RG, Quick MC. 1993. Effect of bank stability on geometry of gravel rivers. *Journal of Hydraulic Engineering - Asce* 119 : 1343-1363.
- Ministère de l'Écologie, du Développement Durable des Transports et du Logement (MEDDTL), Agences de l'eau, DIREN de bassin, SIEE. 2005. Synthèse des états des lieux 2004, MEDDTL.

## Bibliographie partie II

- Abernethy B, Rutherford ID. 1998. Where along a river's length will vegetation most effectively stabilise stream banks? *Geomorphology* 23 : 55-75.
- Adam P, Debiais N, Gerber F, Lachat B. 2008. Le génie végétal. Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques. Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement durables. La Documentation française, Paris, 292 p.
- Adam P, Malavoi JR, Debiais N. 2007. Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau. Agence de l'Eau Seine Normandie, Nanterre, 293 p.
- Agence de l'Eau RM&C, GRAIE. 1999. La gestion intégrée des rivières : pour une approche globale, Volume 1, Agences de l'eau.
- Agence de l'Eau RM&C. 2007. Outils socio-économiques pour une nouvelle culture de l'eau, Guide technique n°10, Comité de Bassin Rhône-Méditerranée.
- Agence de l'Eau RM&C. 2011. L'état des eaux des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse 2010.
- Agence de l'Eau RM&C, DREAL Rhône-Alpes, ONEMA. 2009. Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux 2010-2015, Comité de Bassin Rhône-Méditerranée.
- Angradi TR, Schweiger EW, Bolgrien DW, Ismert P, Selle T. 2004. Bank stabilization, riparian land use and the distribution of large woody debris in a regulated reach of the Upper Missouri River, North Dakota, USA. *River Research and Applications* 20 : 829-846.
- Bernard P. 1994. Les zones humides. Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques. Commissariat au Plan. La Documentation française, Paris, 391 p.
- Borland WM. 1960. Stream channel stability. United States Bureau of Reclamation, Denver.
- Bravard JP. 1991. La dynamique fluviale à l'épreuve des changements environnementaux : quels enseignements applicables à l'aménagement des rivières ? *La Houille Blanche* 7-8 : 515-521.
- Bravard JP, Landon N, Peiry JL, Piégay H. 1999. Principles of engineering geomorphology for managing channel erosion and bedload transport, examples from French rivers. *Geomorphology* : 291-311.
- Christer N, Roland J. 1995. Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regulated Rivers : Research & Management* 11 : 55-66.
- Degoutte G. 2006. Diagnostic, aménagement et gestion des rivières. Hydraulique et morphologie fluviale appliquée. Lavoisier, Paris, 394 p.

## Bibliographie partie III

- Montgomery DR, Buffington JM. 1997. Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin* **109** : 596-611.
- Montgomery DR, Buffington JM. 1998. Channel processes, classification, and response. In *River Ecology and Management*, pp 13-42. Eds Naiman R, Bilby R. Springer-Verlag, New-York.
- N'Guyen J. 2008. Acceptabilité socio-économique d'un espace de liberté pour la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin). Mémoire d'Ingénieur, ENGESS Strasbourg, CNRS.
- Nilsson C, Ekblad A, Dynesius M, Backe S, Gardfjell M, Carlberg B, Hellqvist S, Jansson R. 1994. Comparison of Species Richness and Traits of Riparian Plants between a Main River Channel and Its Tributaries. *Journal of Ecology* **82** : 281-295.
- Nilsson C, Grelsson G, Johansson M. 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology* **70** : 77-84.
- Office fédéral de l'environnement (OFEV). 2007. Directive Cadre sur l'Eau et législation suisse sur le contrôle de la pollution des eaux : comparatif. BAFU (EG-Wasserrahmenrichtlinie und Schweizer Wasser - und Gewässerschutzgesetzgebung: eine Gegenüberstellung, Auftrag des Bundesamtes für Umwelt).
- Office fédéral de l'environnement (OFEV). 2012. Gestion par bassin versant : guide pratique pour une gestion intégrée des eaux en Suisse. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.
- Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFFEP), Office fédéral des eaux et de la géologie (OFEG). 2003. Idées directrices - Cours d'eau suisses : pour une politique de gestion durable de nos eaux, OFFEP/OFEG (éd.), OFAG, ARE, Berne.
- Pautou G, Girel J, Peiry JL, Hughes F, Richards K, Foussadier R, Garguet-Duport B, Harris T, Barsoum N. 1996. Les changements de végétation dans les hydrosystèmes fluviaux : l'exemple du haut Rhône et de l'Isère dans le Grésivaudan. *Revue d'Ecologie Alpine* **3** : 41-66.
- Peiry JL, Salvador PG, Nougier F. 1994. L'incision des rivières dans les Alpes du Nord : état de la question. *Revue de Géographie de Lyon* **69** : 47-56.
- Piégay H, Alber A, Slater L, Bourdin L. 2009. Census and typology of braided rivers in the French Alps. *Aquatic Sciences* **71** : 371-388.
- Piégay H, Darby SE, Mosselman E, Surian N. 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor : a sustainable approach to managing bank erosion. *River Research and Applications* **21** : 773-789.
- Planty-Tabacchi A, Tabacchi E, Bonillo MS. 2001. Invasions of river corridors by exotic plant species: patterns and causes. In *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*, pp 221-234. Eds Brundu G, Brock J, Camardam L, Child L, Wade M. Backhuys Publishers, Leiden.
- Renófalt BM, Jansson R, Nilsson C. 2005. Spatial patterns of plant invasiveness in a riparian corridor. *Landscape Ecology* **20** : 165-176.
- Renófalt BM, Nilsson C, Jansson R. 2005. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography* **32** : 2025-2037.
- Saillard J. 2006. Préservation de l'espace de liberté de l'Allier sur le site Loire nature de Varennes/Moulins. In *Colloque Loire Nature - Pour une gestion durable d'un fleuve et de ses affluents - 7-9 novembre 2006*. Loire Nature.
- Schiechtl HM. 1992. Weiden in der Praxis. Patzer Verlag, Berlin-Hanover, 130 p.
- Schiechtl HM, Stern R. 1997. Water Bioengineering Techniques for Watercourse Bank and Shoreline Protection. Blackwell Science, Oxford, 186 p.
- Schnitzler-Lenoble A. 2007. Biodiversité végétale. In *Forêts alluviales d'Europe*. Tec et Doc, Paris, 388 p.
- Schumm SA. 1971. Fluvial Geomorphology: Channel adjustment and river metamorphosis. In *River Mechanics*, pp 5.1-5.22. Ed. Shen HW, Fort Collins.
- Surian N, Cistotto A. 2007. Channel adjustments, bedload transport and sediment sources in a gravel-bed river, Brenta River, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms* **32** : 1641-1656.
- Surian N, Rinaldi M. 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology* **50** : 307-326.
- Surell A. 1841. Etude sur les torrents des Hautes-Alpes, Tome 1. Dunod, Paris, 283 p.
- Wasson JG, Malavoi JR, Maridet L, Paulin L. 2000. Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. Cemagref.
- Wilcock P, Pitlick J, Cui Y. 2009. Sediment transport primer : estimating bed-material transport in gravel-bed rivers. In *General Technical Report*, p 78. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins.
- Wynn TM, Mostaghimi S. 2006. Effects of riparian vegetation on stream bank subaerial processes in southwestern Virginia, USA. *Earth Surface Processes and Landforms* **31** : 399-413.
- Zanetti C. 2010. Caractéristiques du développement des systèmes racinaires ligneux dans les digues, Thèse, Cemagref Aix-en-Provence, Université de Provence Aix-Marseille 1, Aix-en-Provence, 442 p.
- Zeh H. 2007. Génie biologique, manuel de construction. Société suisse du génie biologique et Fédération européenne pour le génie biologique, Zurich, 441 p.
- Adriaens A. 1993. A study of the influence of environmental factors on the growth of *Salix aurita* in the Hautes-Fagnes Nature Reserve (Belgium). *Belgian Journal of Botany* **126** : 71-80.
- Aeschmann D, Burdet HM. 1994. Flore de la Suisse et des territoires limitrophes. Le nouveau Binz, 2<sup>e</sup> éd. Griffon, Neuchâtel, 603 p.
- Aeschmann D, Lauber K, Moser DM, Theurillat JP. 2004. Flora Alpina. Vol. 1-3. Belin, Paris.
- Ambrozy S. 2010. Annual dynamics of natural regeneration of silver birch (*Betula pendula* Roth) on a research plot located in the area of forest decline in the Silesian Beskid Mountains. *Folia Forestalia Polonica* **52(2)** : 76-82.
- Barker DH (ed.). 1995. Vegetation and slopes. Institution of civil engineers, Thomas Telford Ltd., London, 297 p.
- Beismann H, Wilhelmi H, Bailleres H, Spatz HC, Bogenrieder A, Speck T. 2000. Brittleness of twig bases in the genus *Salix*: fracture mechanics and ecological relevance. *Journal of Experimental Botany* **51** : 617-633.
- Bidat M. 2009. Inventaire des zones humides de l'aire optimale d'adhésion du Parc National de la Vanoise. Thèse de Bachelor, Filière Gestion de la Nature. hepia / PN Vanoise, Lullier, 38 p.
- Busing RT, Slabaugh PE. 2008. Hippophae rhamnoides L. common seabuckthorn. The woody Plant Seed Manual. USDA Forest Service. *Agric. Handbk.* **727** : 588-590.
- CBNA, CBNMC. 2011. Catalogue de la flore vasculaire de la région Rhône-Alpes. 7 p.
- Charpin A, Jordan D. 1990-1992. Catalogue floristique de la Haute-Savoie. Vol. 1-2. Mémoires de la Société botanique de Genève.
- Crosaz Y. 2005. Lutte contre l'érosion des terres noires en montagne méditerranéenne. Connaissance du matériel végétal herbacé et quantification de son impact sur l'érosion. Cemagref, Grenoble, 244 p.
- Crosaz Y, Dinger F. 1999. Mesure de l'érosion sur ravines élémentaires et essais de végétalisation. Bassin versant expérimental de Draix. *Congrès « Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montagne » - Actes du séminaire, Draix Le Brusquet Digne, 22-24 octobre 1997* : 103-118.
- Delahaye T, Prunier P. 2006. Inventaire commenté et liste rouge des plantes vasculaires de Savoie. Bulletin spécial n°2 de la Société Mycologique et Botanique de la Région Chambérienne, 106 p.
- Delarze R, Gonzeth Y. 2008. Guide des milieux naturels de Suisse. Rossolis, Bussigny, 424 p.
- Dinger F. 1997. Végétalisation des espaces dégradés en altitude. Cemagref, Grenoble, 144 p.
- Donat M. 1995. Bioengineering Techniques for Streambank Restoration - A Review of Central European Practices. Watershed Restoration Project Report 2. Ministry of Environment, Lands and Parks et Ministry of Forests, 86 p.
- Eggenberg S, Möhl A. 2008. Flora Vegetativa : un guide pour déterminer les plantes de Suisse à l'état végétatif. Rossolis, Bussigny, 680 p.
- Eschrich W. 1992. Gehölze im Winter: Zweige und Knospen. G. Fischer, Stuttgart, 136 p.
- Florineth F. 2004. Pflanzen statt Beton: Handbuch zur Ingenieurbiologie und Vegetationstechnik. Patzer Verlag, Berlin-Hannover, 272 p.
- Florineth F, Rauch HP, Staffer H. 2002. Stabilization of landslides with bioengineering measures in south Tyrol/Italy and Thankot/Nepal. *International Congress Interpraevent 2002 in the Pacific Rim. Matsumoto/Japan. Congress publication 2* : 827-837.
- Francis RA, Gurnell AM, Petts GE, Edwards PJ. 2005. Survival and growth responses of *Populus nigra*, *Salix elaeagnos* and *Alnus incana* cuttings to varying levels of hydric stress. *Forest Ecology and Management* **210** : 291-301.
- Graf C, Böll A, Graf F. 2003. Des plantes pour lutter contre l'érosion et les glissements en surface. Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf, *Not. Prat.* **37** : 1-8.
- Gillet F, Foucault B, Julve P. 1991. La phytosociologie synusiale intégrée : objets et concepts. *Candollea* **46** : 315-340.
- Godet J-D. 1989. Guide des bourgeons de nos arbres, arbustes, arbrisseaux : guide d'identification de 150 espèces. Delachaux et Niestlé, Paris, 430 p.
- Greulich F. 2008. Contribution à l'étude de la dynamique de régénération des saulaies des bancs d'alluvions du Haut-Rhône français. Dipl. Ing. HES, Filière Gestion de la Nature. École d'Ingénieurs de Lullier, Lullier, 76 p.
- Greutert S. 2011. Sélection de graminées pour l'utilisation en génie végétal dans les biotopes des cours d'eau de montagne. Thèse de Bachelor, Filière Gestion de la Nature. hepia, Lullier, 50 p.
- Hipps NA, Higgs KH, Collard LG. 1996. The effect of irrigation and root pruning on the growth of sycamore (*Acer pseudoplatanus*) seedlings in nursery beds and after transplantation. *Journal of Horticultural Science* **71** : 819-828.
- Hörandl E, Florineth F, Hadacek F. 2002. Weiden in Österreich und angrenzenden Gebieten. Arbeitsbereich Ingenieurbiologie u. Landschaftsbau, Univ. Bodenkultur Wien, Wien.

- Hughes FMR, Johansson M, Xiong SJ, Carlborg E, Hawkins D, Svedmark M, Hayes A, Goodall A, Richards KS, Nilsson C. 2010. The influence of hydrological regimes on sex ratios and spatial segregation of the sexes in two dioecious riparian shrub species in northern Sweden. *Plant Ecology* **208** : 77-92.
- Hytonen J, Saarsalmi A. 2009. Long-term biomass production and nutrient uptake of birch, alder and willow plantations on cut-away peatland. *Biomass and Bioenergy* **33** : 1197-1211.
- Isselin-Nondedeu F. 2005. Déterminismes géomorphologique et fonctionnels de la distribution des plantes dans les milieux d'altitude : essai d'éco-géomorphologie. Thèse de doctorat. Cemagref, Grenoble, 302 p.
- Jalas J, Suominen J, Lampinen R, Kurtto A (eds.). 1972-1999. Atlas Florae Europaea. Distribution of vascular plants in Europe. Vol. 1-12. The Committee for Mapping the Flora of Europe, Helsinki.
- Jensen M. 2003. Effect of Seed Maturity and Pretreatment on Dormancy and Germination of *Sorbus mougeotii* Seeds. *Scandinavian Journal of Forest Research* **18** : 479-486.
- Karenberg S, Blaser S, Kollmann J, Speck T, Edwards PJ. 2003. Root anchorage of saplings and cuttings of woody pioneer species in a riparian environment. *Functional Ecology* **17** : 170-177.
- Kerr G, Cahalan C. 2004. A review of site factors affecting the early growth of ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Forest Ecology and Management* **188** : 225-234.
- Köhler C. 2006. Recherche de sites favorables pour la réimplantation de *Typha minima* Hoppe dans le canton de Genève. Dipl. Ing. HES, Filière Gestion de la Nature. École d'Ingénieur de Lullier, Lullier.
- Krautzer B, Peratoner G, Bozzo F. 2004. Site-Specific Grasses and Herbs: Seed production and use for restoration of mountain environments. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 111 p.
- Krautzer B, Graiss W, Poetsch EM. 2005. Evaluation of seed mixtures for subalpine pastures. Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of European Grassland Federation, Tartu, Estonia August 2005. *Grassland Science in Europe* **10** : 186-189.
- Kurtto A, Lampinen R (eds.). 2004-2010. Atlas Florae Europaea. Distribution of Vascular Plants in Europe. Vol. 13-15. The Committee for Mapping the Flora of Europe et Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki.
- Kutschera I, Lichtenecker E. 2002. Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher. Leopold Stocker Verlag, Graz, Stuttgart, 604 p.
- Lachat B. 1994. Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales. Ministère de l'environnement, Paris, 143 p.
- Lauber K, Wagner G. 1998. Flora Helvetica : Flore illustrée de Suisse. 2<sup>e</sup> éd. Haupt, Berne-Stuttgart-Vienne, 1616 p.
- Lautenschlager-Fleury D, Lautenschlager E. 1994. Die Weiden von Mittel- und Nordeuropa: Bestimmungsschlüssel und Artbeschreibungen für die Gattung 'Salix' L. Birkhäuser, Basel, 171 p.
- Lavaine C, Evette A, Piégay H, Brahic P. 2011. Génie végétal contre l'érosion des berges de cours d'eau dans un contexte de changement climatique : quelles nouvelles espèces utiliser ? Rencontres Interdisciplinaires Doctorales de l'Aménagement Durable 2011, 16 p.
- Lavaine C, Evette A, Piégay H, Lachat B, Brahic P. 2011. Les Tamaricées en génie végétal. Sciences, Eaux et Territoire, Hors-série n° 4, Cemagref, 9 p.
- Li TSC, Beveridge THJ (avec la contribution de Oomath BD, Schroeber WR, Small E). 2004. Production et utilisation de l'argousier (*Hippophae rhamnoides* L.). Presses scientifiques du CNRC, Ottawa (Ontario), Canada, 145 p.
- Morgan RPC, Rickson J (Eds.). 1995. Slope Stabilization and Erosion Control : A Bioengineering Approach. London, Spon Ed., 274 p.
- Moser D, Gygax A, Bäumler B, Wyler N, Palese R. 2002. Liste Rouge des fougères et plantes à fleurs menacées de Suisse. Ed. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne/Centre du Réseau Suisse de Floristique, Chambésy/Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, Chambésy. Série OFEFP L'environnement pratique, 118 p.
- Moor M. 1958. Pflanzengesellschaften schweizerischer Flusssauen. *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchsw.* **34** : 221-360.
- Norris JE, Stokes A, Mickovski SB, Cammeraat E, van Beek R, Nicoll BC, Achim A. 2008. Slope stability and Erosion Control : Ecotechnological Solutions. Springer, Dordrecht, 287 p.
- Pandeva D. 2006. Ecologically and economically valuable forms of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) in the Balkan Mountains. *Genetics and Breeding* **35** : 21-28.
- Pantke R. 1997. Die Datenbank Vegetation der Schweiz (Pflanzengesellschaften der Schweiz). *Bulletin de l'Association suisse de Phytosociologie* **1** : 6.
- Peratoner G, Spatz G. 2004. Organic Seed Propagation of *Festuca nigrescens* Lam. (*Festuca rubra* ssp. *commutata* Gaud.). *Pflanzenbauwissenschaften* **8** : 40-46.
- Prunier P, Köhler C, Lambelet C, Frossard PA. (2010). Espèces caractéristiques et positionnement syntaxonomique des communautés à petite massette (*Typha minima*) : une contribution au choix des sites de réintroduction d'une espèce alluviale menacée. *Bot. Helv.* **120** : 95-103.
- Rameau J-C, Mansion D, Dumé S. 1993. Flore Forestière Française, Montagnes. Institut pour le Développement Forestier, Paris, 2421 p.
- Regvar M, Vogel-Mikuš K, Kugonič N, Turk B, Batič F. 2006. Vegetational and mycorrhizal successions at a metal polluted site : indications for the direction of phytostabilisation. *Environmental Pollution* **144** : 976-984.
- Rey F, Berger F, Quézel C, Le Hir C. 2003. Le rôle de protection passive de la végétation forestière vis-à-vis de l'érosion et des chutes de pierres. *Ingénieries EAT, Risques naturels et aménagement du territoire n° spécial* : 165-178.
- Roulier C. 1998. Typologie et dynamique de la végétation des zones alluviales de Suisse. *Mat. Levé géobot. de la Suisse* **72**.
- Rousseau H. 2002. Développement des techniques de reproduction végétative et essais de cultivars d'argousiers. Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement, Québec, 35 p.
- Sartoretti X. 2009. Ouvrages de génie végétal en cours d'eau de montagne - Sélection d'un choix de végétaux ligneux et herbacés particulièrement adaptés, sur la base d'analyses de modèles naturels. Thèse de Bachelor, Filière Gestion de la Nature. hepia, Lullier, 54 p.
- Schiechtl HM. 1973. Sicherungsarbeiten Im Landschaftsbau: Grundlagen, Lebende Baustoffe, Methoden. Callwey, München, 144 p.
- Schiechtl HM. 1992. Weiden in der Praxis. Patzer Verlag, Berlin-Hannover, 130 p.
- Schiechtl HM, Stern R. 1997. Water Bioengineering Techniques for Watercourse Bank and Shoreline Protection. Blackwell Science, Oxford, 186 p.
- Schulz B. 1999. Gehölzbestimmung im Winter. Ulmer, Stuttgart, 329 p.
- Steiger P. 2010. Wälder der Schweiz. Von Lindengrün zu Lärchengold. Vielfalt der Waldbilder und Waldgesellschaften in der Schweiz. Ott Verlag, Thun, 464 p.
- Stewart WDP, Pearson MC. 1967. Nodulation and nitrogen fixation by *Hippophae rhamnoides* in the field. *Plant and Soil* **26** : 348-360.
- Stokes A, Spanos I, Norris EJ, Cammeraat E. 2007. Eco- and Ground Bio-Engineering : the use of vegetation improve slope Stability. Proceeding of the first International Conference on Eco-Engineering, 13-17 September 2004. Springer, Dordrecht.
- Tutin TG (ed.). 1964-1980. Flora Europaea. Vol. 1-5. Cambridge University Press.
- Vittoz P, Engler R. 2007. Seed dispersal distances : a typology based on dispersal modes and plant traits. *Bot. Helv.* **117** : 109-124.
- Vogt UK. 2001. Hydraulic vulnerability, vessel refilling, and seasonal courses of stem water potential of *Sorbus aucuparia* L. and *Sambucus nigra* L. *Journal of Experimental Botany* **52** : 1527-1536.
- Wiedmer E, Senn-Irllet B. 2006. Biomass and primary productivity of an *Alnus viridis* stand - A case study from the Schächental valley, Switzerland. *Botanica Helvetica* **116** : 55-64.
- Zeh H. 2007. Génie biologique, manuel de construction. Société suisse du génie biologique et Fédération Européenne pour le génie biologique, 442 p.
- Zoller H. 1974. Flora und Vegetation der Inntalauen zwischen Scuol und Martina (Unterengadin). *Ergebn. Wiss. Unters. Schweiz. Nationalpark* **12** : 1-209.
- Zouaoui HI. 2011. La quantification de l'évaporation dans le genre *Salix* : une contribution à la renaturation et à la revitalisation des cours d'eau. Maîtrise Universitaire en Sciences de l'Environnement. Université de Genève. Institut des Sciences de l'Environnement. Genève, 89 p.

## Sites Internet

### Centre national de données et d'informations sur la flore de Suisse

<http://www.infoflora.ch/fr/>

### Commission suisse pour la conservation des plantes sauvages

<http://www.cps-skew.ch>

### European Grassland Federation (EGF)

<http://www.europeangrassland.org/>

### Forestry Commission (UK)

<http://www.forestry.gov.uk/>

### Institut national de l'information géographique et forestière

<http://www.ifn.fr/>

### Inventaire national du Patrimoine naturel

<http://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

### Législation française :

<http://www.legifrance.gouv.fr/>

### Législation suisse

<http://www.admin.ch/>

### Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt

<http://agriculture.gouv.fr/>

### Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/>

### Office fédéral de l'environnement (OFEV).

<http://www.bafu.admin.ch/>

### Tela Botanica - Le réseau de la botanique francophone

<http://www.tela-botanica.org>

### US Forest Service

<http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/>

Evette A, Cavallé P., Baz F., Frossard P.-A., Raymond P. 2015. Quelles techniques pour végétaliser des enrochements de berges de cours d'eau ? Sciences, Eaux et Territoires. Article hors-série no 19. 7 p. <http://www.terraerosion.com/documents/techniques-vegetalisation-enrochements-berges-rivieres-SET-revue.pdf>

Hors-série 2015

# Sciences Eaux & Territoires

La revue d'Irstea

Article hors-série numéro 19

## Quelles techniques pour végétaliser des enrochements de berges de cours d'eau ?

André EVETTE, Frank BAZ,  
Paul CAVAILLÉ,  
Pierre-André FROSSARD  
Pierre RAYMOND



[www.set-revue.fr](http://www.set-revue.fr)



### Sciences Eaux & Territoires, la revue d'Irstea

Article hors-série numéro 19 – 2015

Directeur de la publication : Jean-Marc Bournigal

Directeur éditorial : Nicolas de Menthère

Comité éditorial : Daniel Arnault, Louis-Joseph Brossollet, Denis Cassard, Camille Cédra, Thomas Curt, Alain Dutartre, André

Évette, Véronique Gouy, Alain Hénaut, Bruno Héralut, Ghislain Huyghe, Alette Maillard, Emmanuelle Jannès-Ober,

Cédric Laize, Jean-Michel Laya, André Le Bozec, Christel Prudhomme, Christian Romanex pour le CINOV TEN et Michel Vallance.

Rédactrice en chef : Caroline Martin

Secrétariat de rédaction et mise en page : Valérie Pagneux

Infographie : Françoise Peyriguer

Conception de la maquette : CBat

Contact édition et administration : Irstea-DP2VIST

1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030

92761 Antony Cedex

Tél. : 01 40 96 61 21 – Fax : 01 40 96 61 64

E-mail : [set-revue@irstea.fr](mailto:set-revue@irstea.fr)

Numéro paritaire : 0511 B 07860 – Dépôt légal : à parution

N°ISSN : 2109-3016

Photo de couverture : © S. De Danieli (Irstea)



## Quelles techniques pour végétaliser des enrochements de berges de cours d'eau ?

Les enrochements de berge de rivière constituent un pis-aller sur le plan environnemental et le génie végétal lui est préférable. Toutefois, lorsque les contraintes imposent d'avoir recours à des enrochements, il est préférable de les végétaliser pour des raisons paysagères, écologiques et parfois mécaniques. De même pour les enrochements existants, s'il n'est pas possible de les enlever ou de les remplacer par des techniques végétales, il est préférable de les végétaliser. Un rappel des différentes techniques de végétalisation ainsi que des résultats d'expérimentation nous sont présentés ici.

### La protection des berges et les enrochements

Il est important de laisser aux cours d'eau leur capacité de divagation tant sur les plans hydrogéomorphologique qu'écologique. Pour leur bon fonctionnement, et notamment pour le maintien de leur biodiversité et de leur capacité de transport solide, les cours d'eau doivent rester libres de se déplacer sur les plans verticaux et horizontaux. Toutefois, lorsque des enjeux liés aux biens et aux personnes doivent être protégés de l'érosion induite par les crues, il apparaît nécessaire de protéger les berges.

Dans les siècles qui nous précèdent et de façon plus accélérée au vingtième siècle, les cours d'eau ont fait l'objet de nombreux travaux de rectification et d'endiguement. Dans ce cadre, les berges ont été très largement protégées à l'aide de maçonneries ou d'enrochements. Il existe donc aujourd'hui un important « parc » de berges enrochées. Ces enrochements ne correspondent pas aux structures naturelles des berges des rivières de plaine et posent un certain nombre de problèmes pour le bon fonctionnement du cours d'eau, notamment en ce qui concerne la biodiversité. Ces enrochements constituent des milieux minéraux qui peuvent atteindre des températures élevées en été. Et s'ils peuvent accueillir certaines espèces rupicoles, ils ne correspondent pas aux milieux naturellement en place sur les berges. Alors

que les berges naturelles de cours d'eau avec leur ripisylve, constituent des zones très riches en biodiversité, les berges enrochées sont beaucoup plus pauvres. Ces dernières ne présentent donc généralement pas d'intérêt particulier sur les plans floristique et faunistique. De plus, les enrochements bruts s'avèrent être des zones préférentielles de développement des espèces invasives comme la renouée du japon (*Reynoutria japonica*) ou le buddleia (*Buddleja davidii*). Et la présence d'enrochements bruts constitue souvent des « verrues » sur le plan paysager.

Les rôles majeurs de support de biodiversité, de corridor écologique, de rempart contre les espèces exotiques envahissantes et de qualité paysagère assurés par les ripisylves amènent à se questionner sur la possible végétalisation de ces enrochements bruts.

La meilleure solution sur le plan environnemental serait d'enlever les enrochements et de reconstruire des berges plus naturelles avec des techniques de génie végétal. Cependant, cette solution est parfois inenvisageable en raison des enjeux (infrastructures...), de l'espace disponible, des coûts engendrés ou des contraintes hydrauliques (seuils...). Aussi, la végétalisation d'enrochements présente un intérêt certain pour traiter l'énorme parc d'enrochements existant.

### Pourquoi végétaliser des enrochements ?

Il est important de rappeler que la décision de végétaliser les enrochements doit être le résultat d'une réflexion *in situ* et d'un cadrage technique, afin de tirer le meilleur parti des avantages non négligeables des enrochements végétalisés par rapport aux enrochements secs :

- sur le plan écologique, ils permettent le retour d'une certaine biodiversité (plantes, entomofaune, avifaune...), le maintien d'une partie des fonctions de corridor de la ripisylve et un moindre développement des espèces exotiques envahissantes. Après quelques années, la litière amenée par les ligneux contribue à l'apparition d'autres espèces animales et végétales ;
- sur le plan paysager, la végétalisation des enrochements permet de leur donner une apparence plus naturelle et de mieux les intégrer à leur environnement ;
- sur le plan mécanique, la présence de végétation contribue généralement à la résistance mécanique de l'ouvrage en ralentissant la vitesse du courant à proximité de la berge et en fixant le sol présent sur ou entre les enrochements. La végétation permet également de piéger les sédiments. La présence des tiges et des racines qui s'agencent autour des blocs contribue également à renforcer la structure de l'enrochement. À noter que si la végétation stabilise généralement les enrochements, elle apparaît comme un facteur déstructurant pour les ouvrages maçonnés.

Par ailleurs, dans les vallées alpines urbanisées, les ripisylves constituent parfois le seul corridor biologique permettant la circulation des espèces le long de la vallée, c'est aussi le cas dans les zones de plaine très urbanisées ou dans certaines grandes plaines céréalières. Or, lorsque les berges sont enrochées, l'absence de végétation donc de couvert, entraîne une discontinuité des corridors biologiques. En plus, les températures élevées observées en été sur les rochers et l'absence de végétation rendent ces milieux peu propices à l'accueil et à la circulation des espèces animales et végétales.

### Les techniques d'enrochements végétalisés

Les techniques d'enrochements diffèrent notamment par la granulométrie, l'arrangement et l'épaisseur de blocs. Dans tous les cas, il est possible de procéder à la végétalisation de ces enrochements, soit au fur et à mesure de leur mise en place, soit *a posteriori*.

Un certain nombre de recommandations générales sont décrites dans la littérature. Une attention particulière doit être portée à protéger l'écorce des boutures. En effet, la partie vivante de la bouture se situe juste sous l'écorce et est facilement abîmée par les frottements ou l'écrasement au contact du rocher. Les boutures ou pieux doivent être installés perpendiculairement à la berge, ils doivent être suffisamment longs de manière à s'enfoncer dans la terre derrière les enrochements. Ces boutures vont donc traverser le géotextile ou la couche de transition qui vont éviter l'érosion interne de l'enrochement par arrachement des matériaux fins situés sous les blocs. D'une manière générale, quand on réalise un enrochement végétalisé, il est préférable d'utiliser une couche de transition plutôt qu'un géotextile synthétique pour protéger l'ouvrage contre l'érosion interne. En effet,

les racines peuvent se développer à travers la couche de transition, ce qui n'est pas le cas avec un géotextile synthétique. Dans la mesure du possible et au moins pour les boutures situées sur la partie inférieure de la berge, on cherchera à ce que ces dernières atteignent le niveau moyen des eaux. Les enrochements constituent en effet des milieux particulièrement drainants, où la chaleur est accumulée par les roches exposées au soleil et où les risques de sécheresse sont importants.

On peut distinguer deux techniques principales de végétalisation d'enrochements : la mise en place de boutures dans les interstices et l'utilisation de lits de plants et plançons.

La première se fait soit à l'avancement (pose de blocs, mise en place de terre, puis de boutures), soit après la pose des enrochements. Une fois les enrochements mis en place, de la terre ou des sédiments fins sont mis en place dans les interstices. Puis, les boutures sont enfoncées après avoir fait un pré-trou à l'aide d'un fer à béton, d'une barre à mine ou d'un outil approprié (foreuse...). Les boutures doivent être enfoncées suffisamment pour éviter d'être complètement déchaussées lorsque les premières crues vont emmener les matériaux des joints. Cette contrainte peut être diminuée par la mise en place d'un géotextile.

La pose de lits de plants et plançons peut se faire à l'avancement, auquel cas on pose une première couche d'enrochements, puis les végétaux sur lesquels on verse des matériaux terreux, avant de poser la couche d'enrochements suivante. Il est aussi parfois possible d'installer des lits ou paquets de branches *a posteriori* en soulevant les blocs avec une pelle mécanique et en intercalant les végétaux, cette méthode réclame toutefois des conditions et une technicité particulières.

À noter une technique qui préconise d'enlever certains blocs et les remplacer par des sacs de géotextile contenant de la terre et d'où dépassent des plants ou boutures. Une fois les sacs mis en place, des blocs sont posés au-dessus pour protéger ce sac de terre, en prenant soin de ne pas abîmer les boutures et de les laisser dépasser.

Une autre méthode consiste à recouvrir la totalité des enrochements d'une couche de terre de plusieurs dizaines de centimètres, puis la végétaliser avec des techniques de génie végétal classiques telles qu'ensemencement, plantation, bouturages... Une attention particulière doit cependant être apportée aux risques de dessèchement des plants et boutures lié à l'enrochement sous-jacent qui peut fonctionner comme un drain.

Dans les techniques mixtes associant enrochements de pied de berge et génie végétal sur la partie supérieure, il peut également être avantageux de végétaliser l'enrochement.

Enfin, comme dans toute technique végétale, il est préférable de diversifier les espèces utilisées. Ainsi, il est recommandé d'ajouter des plants d'autres genres ligneux en complément des boutures de différentes espèces de saules. Cette diversification constitue également une sécurité supplémentaire dans la reprise des végétaux, quand on est en présence de conditions de croissances difficiles (substrat grossier et filtrant).

À ce jour, la revégétalisation d'enrochements n'est que très peu utilisée en France et en Suisse. Seules quelques

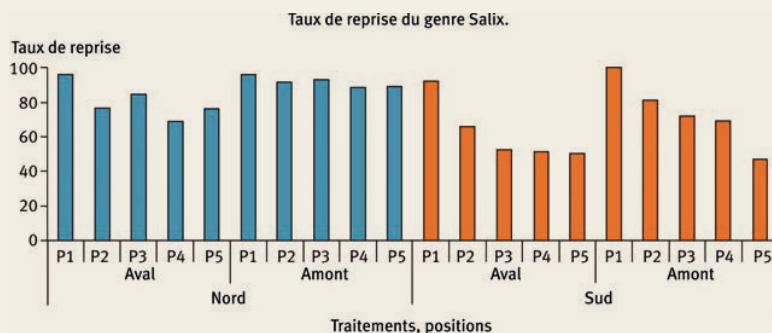
① Vue aérienne de l'aménagement avant les travaux, depuis l'amont du seuil (septembre 2010). L'impact paysager et la discontinuité du corridor alluvial apparaissent clairement.



② Vue aérienne de l'aménagement avant les travaux, depuis l'aval du seuil (septembre 2011) : l'impact de la sécheresse estivale sur la reprise des végétaux en rive d'exposition sud (berge de gauche) est visible.



① Taux de reprise des boutures de saules sur les différentes placettes, un taux d'échec de 30 à 50 % tel qu'il est observé sur la partie sud de l'aménagement est fréquent (Schiechtel, 1996). À noter que la technique de forage de l'enrochement avec mise en place de pieux permet un taux de reprise proche de 100 %.



réalisations ponctuelles existent sur ces territoires. Il y a donc peu de retours d'expériences dans ce domaine alors que les besoins peuvent être considérés comme importants au regard des longueurs de berges de cours d'eau enrochées, essentiellement minérales et dépourvues de végétation.

### La végétalisation d'enrochements : le cas des enrochements du seuil de Marignier sur l'Arve

De fortes pressions anthropiques (digues de protection, remblai de la voie ferrée, autoroute...) ont contribué à « chenaliser » l'Arve sur pratiquement 70% de son linéaire (107 km). Ces modifications importantes du fonctionnement morphologique de la rivière ont nécessité la mise en place d'un grand nombre d'ouvrages de protections et de corrections (seuils) à base d'enrochements. Ces enrochements totalisent un linéaire de 140 km.

#### Végétalisation d'enrochements existants

Ce projet réalisé pendant l'hiver 2010/2011 a consisté à mettre en œuvre différents procédés de végétalisation d'enrochements sur plusieurs parcelles expérimentales (photos ① et ②).

Il suivait les objectifs suivants :

- tester, évaluer et comparer différentes techniques de végétalisation d'enrochements ;
- favoriser la biodiversité et reconstitution partielle du corridor biologique ;
- contribuer à limiter les plantes exotiques envahissantes ;
- augmenter l'intégration paysagère.

Le linéaire concerné par le projet est constitué de 200 mètres d'enrochements sur chaque berge, elles-mêmes larges de 8 mètres. L'expérimentation porte sur un total de 3 200 m<sup>2</sup>. Les deux berges ont été traitées de manière identique avec cinq techniques de végétalisation différentes. La reprise végétative a été suivie afin d'évaluer la pertinence de chaque technique.

Les deux berges sont exposées respectivement nord et sud. L'influence de l'exposition a ainsi été prise en compte.

Les espèces bouturées sont des saules (*Salix sp*) et de la myricaire d'Allemagne (*Myricaria germanica*) prélevés localement. Les espèces de saule mises en place par bouturage sont :

- *Salix eleagnos* (saule drapé),
- *Salix purpurea* (saule pourpre),
- *Salix daphnoides* (saule pruineux),
- *Salix triandra* (saule à trois étamines).

Et pour les pieux, seul *Salix daphnoides* a été utilisé pour des raisons de disponibilité dans les dimensions souhaitées. Des plants d'autres espèces ligneuses ont été mis en place en haut de berge, par simple plantation.

Dans le choix des espèces utilisées pour la végétalisation d'enrochements, il est important de s'assurer de leur tolérance à des substrats grossiers et filtrants.

#### Les différentes techniques utilisées

Cinq techniques différentes ont été testées, chaque technique a été testée deux fois sur chaque berge (figure ①).

### Placette 1 : forage de l'enrochement

Des forages ont été effectués à 2 mètres de profondeur (entre les interstices), 1 forage par 4 m<sup>2</sup> (diamètre 10 cm) dans lequel ont été mis en place des pieux vivants de *Salix daphnoides* de plus de 3 mètres. De la terre liquide a été injectée autour du pieu (afin de colmater le forage). Cette terre était composée d'éléments grossiers avec une présence significative de sable, mais contenait également des limons et argiles pour la tenue de la terre et la capacité de rétention en eau. Cette technique est très chère (tableau 1), mais permet un taux de reprise proche de 100 %.

### Placette 2 : garnissage des vides à la lance

Les vides sont comblés par projection de terre liquide dans les interstices, comprenant des éléments grossiers (proportion significative de sable, avec limons ou argiles) et bouturage avec une densité de 2 à 3 boutures standard par m<sup>2</sup>. Les taux de reprise sont assez bons (de 66 à 91 %), notamment en berges exposées sud.

### Placette 3 : garnissage des vides à la lance + géotextile coco tissé

Cette placette est identique à la placette 2 en rajoutant un géotextile coco de fort grammage fixé à l'aide de clous et de fil de fer. Les taux de reprise sont du même ordre que sur la parcelle 2, on n'observe pas d'effet net du géotextile.

### Placette 4 : placage à la pelle mécanique

Les interstices entre les pierres sont comblés par placage de terre à la pelle mécanique. Des bouturages ont été réalisés avec une densité de 2 à 3 boutures par m<sup>2</sup>. Les taux de reprise vont de 51 à 89 %.

### Placette 5 : placage à la pelle mécanique + géotextile coco tissé

Cette placette est identique à la placette 4 en rajoutant un géotextile coco de fort grammage, fixé à l'aide de clous et de fil de fer.

### La création d'enrochements végétalisés à l'avancement

Sur l'Arve à Vougy, pour corriger une érosion présente en rive gauche à l'aval du seuil, une partie de la berge a été protégée avec une technique mixte comprenant un enrochement de pied de berge surmontée par des lits de plants et plançons. L'enrochement de pied de berge a été végétalisé à l'avancement. Une couche de terre a été déposée au-dessus de chaque bloc, puis un plançon de saule faux daphné d'une longueur de 2,50 m a été mis en place tout les 2 m<sup>2</sup>. Après quoi, les blocs supérieurs étaient mis en place et recouverts de terre. Un ensemencement hydraulique de toute la zone a également été réalisé (photos 3 et 4).

### L'exemple de la rivière Columbia

#### (Province de Colombie britannique, Canada)

Si les enrochements végétalisés sont jusque-là peu utilisés en France, ils le sont plus dans d'autres pays comme l'Italie, l'Autriche ou le Canada.

Les travaux réalisés sur la rivière Columbia en Colombie britannique ont été réalisés sur un long linéaire avec des techniques originales.

1 Coût détaillé des différentes techniques de végétalisation d'enrochements existants.

	Technique utilisée	Coût au m <sup>2</sup>
Placette 1	Forage, injection de « coulis terreux », mise en place de pieux vivants, ensemencement en 2 passes et pose d'un géotextile coco	47 €
Placette 2	Remplissage des interstices, placage et recouvrement de terre, mise en place de boutures (3/m <sup>2</sup> ) et ensemencement en 2 passes	21 €
Placette 3	Remplissage des interstices, placage et recouvrement de terre, mise en place de boutures (3/m <sup>2</sup> ), ensemencement en 2 passes et pose d'un géotextile coco	31 €
Placette 4	Placage et recouvrement de terre, mise en place de boutures (3/m <sup>2</sup> ) et ensemencement en 2 passes	17 €
Placette 5	Placage et recouvrement de terre, mise en place de boutures (3/m <sup>2</sup> ) et ensemencement en 2 passes et pose d'un géotextile coco	27 €

3 Enrochement végétalisé à l'avancement, à sa mise en place en février 2011.



4 Enrochement végétalisé à l'avancement en septembre 2011 : une crue a érodé une partie de la terre.



⑤ À gauche, vue de l'ouvrage au moment des travaux (2006).  
 ⑥ Au centre, vue de l'ouvrage quatre ans après (2010).  
 ⑦ À droite, vue de l'ouvrage sept ans après (2013).  
 À noter un grillage de protection contre les castors qui peuvent causer des dégâts importants sur les boutures et qui est resté en place cinq ans avant d'être enlevé.



© Pierre Raymond Terra Erosion Control Ltd

Ainsi, trois techniques d'enrochements végétalisés ont été mises en place sur un linéaire de 960 m sur la rivière Columbia, dans le cadre d'un projet de réhabilitation de berge sur un site industriel. La berge est exposée à l'est. Les espèces bouturées sont les suivantes :

- *Salix bebbiana*,
- *Salix scouleriana*,
- *Salix exigua*,
- *Salix lasiandra*,
- *Populus balsamifera ssp. trichocarpa*,
- *Cornus sericea*.

Elles ont toutes été prélevées localement.

#### La création d'enrochements végétalisés à l'avancement

La première technique utilise des couches de lits de plançons mises en place sur de grandes longueurs. Sur un premier lit d'enrochements protégé par une couche de transition, une tranchée est excavée et un géotextile déroulé. Puis, un lit de plançons est mis en place (20 boutures/m linéaire) et recouvert de terre végétale. Un panneau d'OSB (*oriented strand board* ou « panneau à lamelles minces orientées ») est alors posé. Ce panneau a pour double objectif de protéger les boutures de toute blessure lors de la pose des rochers, et de conduire l'écoulement des eaux météoriques vers les racines, à l'arrière de l'enrochement, ce qui favorise la reprise des boutures. Les taux de reprise (estimés visuellement) durant la première année étaient 93 %. Après la septième année, ils se sont stabilisés à approximativement 63 %, notamment en raison de la sélection naturelle dans la compétition pour l'espace (loi d'auto-éclaircie) (photos ⑤, ⑥ et ⑦).

La deuxième technique utilise des tubes de plastique (normalement utilisés comme drain) pour protéger les boutures lors de la pose des enrochements; trois boutures sont placées dans chaque tube qui sont posés deux par deux. Les tubes servent aussi à conduire l'écoulement des eaux météoriques vers les racines. À noter que les tubes sont coupés sur leur longueur avant l'installation, pour permettre la croissance en diamètre. Il est plutôt conseillé de se servir de tubes de carton épais (ou tubes de coffrage cartonnés qui sont biodégradables). Les taux de reprise (estimation visuelle) durant la première année étaient de 60 %; après la septième année, elle était réduite à approximativement 50 %, partiellement en rai-

son de la sélection naturelle dans la compétition pour l'espace, mais aussi à une inondation immédiatement après l'installation qui a submergé les boutures avant même leur croissance initiale.

#### Végétalisation d'enrochements existants

La troisième technique est utilisée sur des berges existantes constituées de gravier grossier, cailloux et galets. Elle consiste à utiliser une pelle mécanique pour créer une ouverture dans la berge et y insérer les boutures par paquets avec une densité de 20 boutures par mètre linéaire (photo ⑧). Les taux de reprise (estimation visuelle) durant la première année étaient de 85 %; après la septième année, ils ont chuté à 60 % pour les mêmes raisons de compétition pour l'espace, précédemment évoquées. Cette technique peut également être utilisée avec des berges constituées de blocs de plus gros diamètre.

Il est à noter qu'un amendement du sol a été ajouté pour les trois techniques utilisées. Cet amendement est composé d'un engrais biologique 4NPK accompagné, de mycorhizes pionnières, de tourbe et d'un complexe d'acide humique. Cet amendement a pour objectif de préserver l'humidité, favoriser la croissance des plants et restaurer le fonctionnement biologique des sols dégradés.

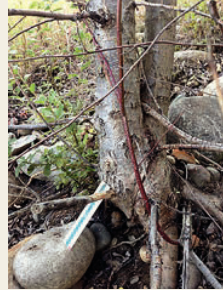
#### Conclusion

L'importance du parc d'enrochements bruts existant pose la question de son maintien, son remplacement par des techniques végétales ou de sa végétalisation.

Les résultats des travaux présentés ci-dessus permettent notamment de proposer des techniques pour la végétalisation d'enrochements existants, dans les cas où la suppression pure et simple des protections de berges apparaît impossible, en raison des contextes locaux (espace disponible, contraintes mécaniques, enjeux à protéger, coûts). Parmi les techniques testées sur l'Arve, le simple recouvrement par de la terre associé à un ensemencement et bouturage est la moins coûteuse. L'effet bénéfique du géotextile ne ressort pas clairement de cette expérimentation, même si ce dernier est connu pour améliorer les conditions de milieu et retenir le sol les premières années, avant d'être remplacé par les plantes en croissance. La technique de forage et plantation de plançons est très chère, mais permet des taux de reprise très élevés.



© Pierre Raymond Terra Erosion Control Ltd



Ⓢ Insertion de boutures dans des berges composées de gravier grossier, cailloux et galets. À gauche, réalisation au printemps 2006 ; au centre et à droite, situation en août 2014.

Si l'enrochement sur les rivières de plaine et de piémont est souvent un pis-aller sur le plan environnemental, lorsqu'on fait le choix d'en poser, il est préférable de les végétaliser. En effet, ils gagnent ainsi sur les plans de la résistance mécanique, de l'intégration paysagère et de l'accueil de la biodiversité, même si on ne retrouve pas la diversité que l'on peut observer sur une berge naturelle. La végétalisation d'enrochements permet également de limiter le développement des plantes invasives (buddleia, renouées...) qui, faute de concurrence, ont tendance à proliférer sur les enrochements bruts.

Rappelons que l'intention des auteurs n'est pas de promouvoir les enrochements végétalisés et encore moins les enrochements bruts. Simplement, si l'on est contraint d'avoir recours à des enrochements, il est préférable de les végétaliser pour des raisons paysagères, écologiques et parfois mécaniques.

Sur une berge de rivière et sur les plans écologique et géomorphologique, le mieux est de ne pas intervenir. Si une protection de berge est cependant nécessaire, on étudiera d'abord la possibilité d'utiliser une technique végétale. Si cette dernière n'est pas adaptée, on s'orientera vers une technique mixte. Les techniques en enrochement ne doivent être retenues que si les solutions précédentes ne peuvent être appliquées.

L'enrochement végétalisé ne constitue pas une technique de génie végétal en tant que telle car le végétal ne participe pas directement à la résistance mécanique de la berge. Toutefois, les enrochements végétalisés correspondent à des modèles naturels sur certains torrents à forte pente. Les techniques d'enrochements végétalisés peuvent ainsi se justifier dans ce cas, ou lorsque les contraintes mécaniques dépassent les capacités de résistance du génie végétal. ■

### Remerciements

Les expérimentations et le travail qui ont permis de conduire à la rédaction de cet article ont bénéficié de l'appui financier du programmes de recherche Interreg IVA France-Suisse Géni'Alp et du conseil général de Haute-Savoie.

### Les auteurs

#### André EVETTE et Paul CAVAILLÉ

Irstea, UR EMGR, Écosystèmes montagnards  
2 rue de la Papeterie – BP 76  
F-38402 St-Martin-d'Hères – France  
✉ [andre.evette@irstea.fr](mailto:andre.evette@irstea.fr)  
✉ [paul.cavaille@irstea.fr](mailto:paul.cavaille@irstea.fr)

#### Franck BAZ

Syndicat mixte d'aménagement de l'Arve  
et de ses abords  
300 chemin des prés moulins  
F-74800 Saint-Pierre-en-Faucigny – France  
✉ [fbaz@sm3a.com](mailto:fbaz@sm3a.com)

#### Pierre-André FROSSARD

Hepia Genève – Filière Gestion de la nature Rte  
de Presinge 150 – CH-1254 Jussy – Suisse  
✉ [pierre-andre.frossard@hesge.ch](mailto:pierre-andre.frossard@hesge.ch)

#### Pierre RAYMOND

Terra Erosion Control Ltd 2304 Silver King  
Rd. Nelson – British Columbia – Canada  
✉ [pierre@terraerosion.com](mailto:pierre@terraerosion.com)

### EN SAVOIR PLUS...

📖 **BONIN, L., EVETTE, A., FROSSARD, P.-A., PRUNIER, P., ROMAN, D., VALÉ, N., 2013, Génie végétal en rivière de montagne, Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales : végétalisation de berges et ouvrage bois, 321 p., <http://ouvrage.geni-alp.org/content/t%C3%A9A9l%C3%A9A9chargements>**

📖 **GRAY, D., SOTIR, R., 1996, Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization - A Practical Guide for Erosion Control, New York, John Wiley and Sons, Inc., 378 p.**

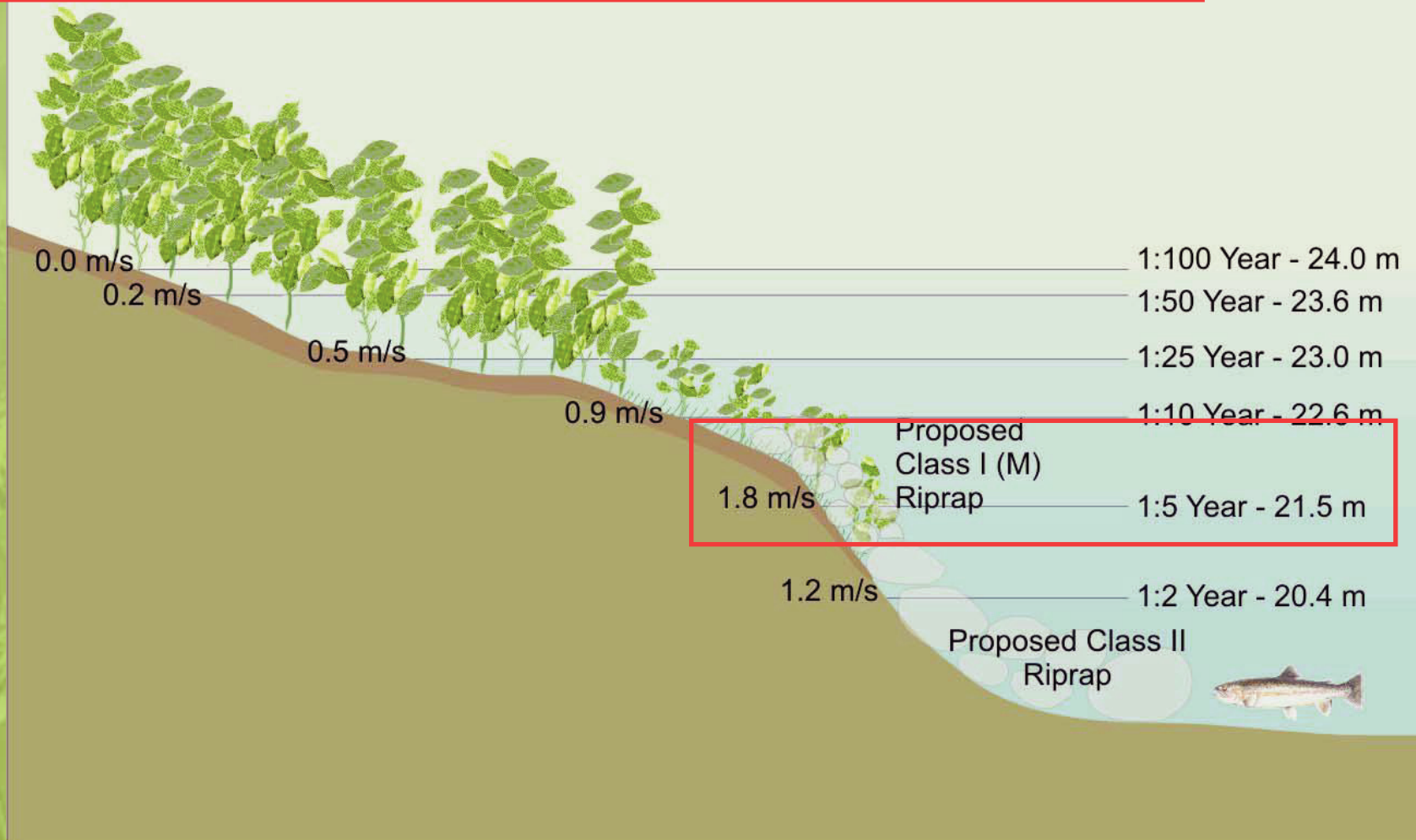
📖 **SCHIECHTL, H.M., STERN, R., 1996, Water Bioengineering Techniques for Watercourse, Bank and Shoreline Protection, Blackwell Science, 186 p.**

📖 **THE CITY OF CALGARY, 2012, Design guidelines for erosion and flood control projects for streambank and riparian stability restoration, 233 p., [http://www.calgary.ca/UEP/Water/Documents/Water-Documents/Design\\_Guidelines\\_For\\_Streambank\\_Stability\\_and\\_Riparian\\_Restoration.pdf](http://www.calgary.ca/UEP/Water/Documents/Water-Documents/Design_Guidelines_For_Streambank_Stability_and_Riparian_Restoration.pdf)**

📖 **ZEH, H., 2007, Génie biologique, manuel de construction, Société suisse du génie biologique et Fédération européenne pour le génie biologique, 441 p.**

# Considération directrices du guide

Extraits d'une conférence donnée par Pierre Raymond. Études de cas impliquant des problématiques de glace et d'enrochements végétalisés. Colloque sur la stabilisation de berges de rivières et les phytotechnologies. Québec. 5 octobre 2016. 74 diapos.  
[https://qcbs.ca/wp-content/uploads/2016/08/Quebec\\_Phytotechnologies\\_Raymond.pdf](https://qcbs.ca/wp-content/uploads/2016/08/Quebec_Phytotechnologies_Raymond.pdf)



Exemples de vitesses sur la berge et choix des enrochements

# Préconisations techniques du guide

## O- Enrochement nue

- Action des glaces
- Protection contre l'affouillement de pied de berge

Example Flood Levels and River Velocities

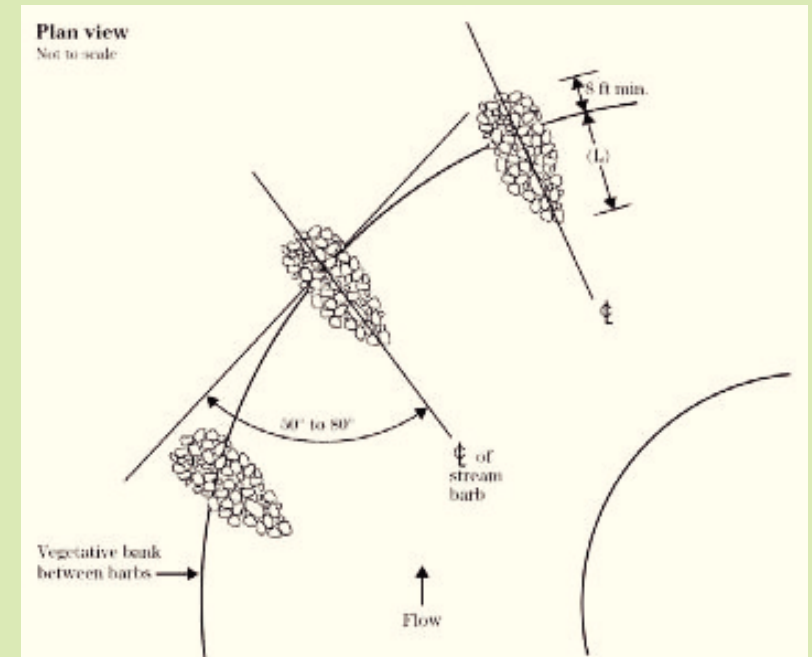
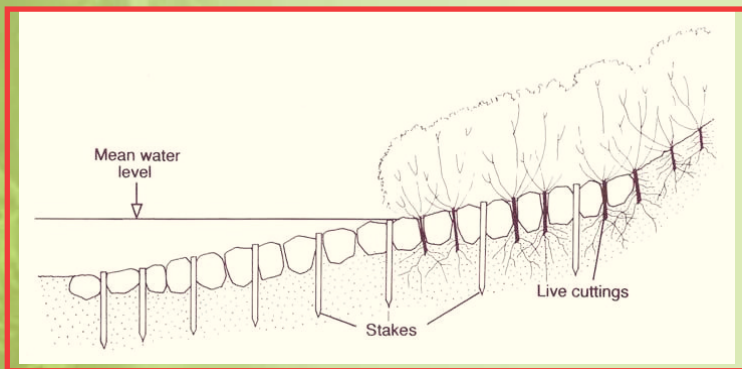
Flood Event	Mean Channel Velocity (m/s)	Bank Velocity (m/s)	Flow Elevation (m)	Riprap Class Required
1:2 Year	1.3	1.2	1120.4	Class II (for Ice Action)
1:5 Year	2.1	1.8	1121.5	Class I (M)
1:10 Year	1.7	0.9	1122.6	Vegetation
1:25 Year	1.4	0.5	1123.0	Vegetation
1:50 Year	1.2	0.2	1123.6	Vegetation
1:100 Year	1.1	0.0	1124.0	Vegetation



# Préconisations du guide

## O- Enrochement nu

- Matériau filtrant
  - Conception du filtre granulaire (couche de transition)
  - Geotextile syntétique
- Épis enroché et végétaliser



Reproduit de: United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Services Engineering Field Handbook – Chapter 16 Streambank and Shoreline Protection (Washington: USDA, 1996), 16.58.

H.M Schiechl and R. Stern. Water Bioengineering Techniques for Watercourse Bank and Shoreline Protection (Cambridge: Wiley-Blackwell, 1997), 96.

# Ville de Calgary Exemples de projets



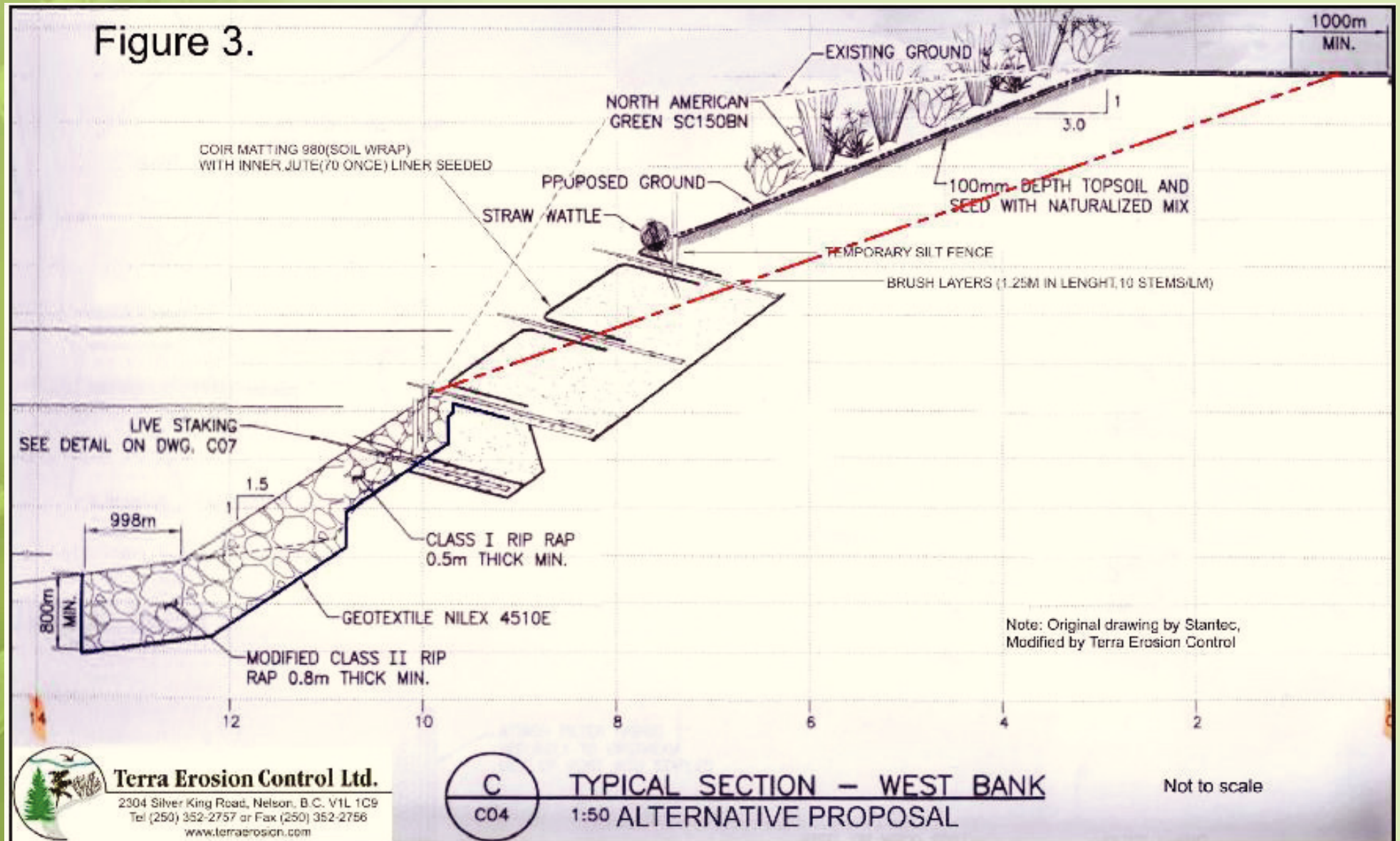
Valley Ridge Golf Course  
Rivière Bow 2011

- Enrochement végétalisé en paquets

# Exutoire des eaux pluviales

## Enrochement et Géotextile Végétalisés

### Profil de l'ouvrage



# Exutoire des eaux pluviales Enrochement et Géotextile Végétalisés



Mise en œuvre, automne 2013

# Exutoire des eaux pluviales Enrochement et Géotextile Végétalisés



Mise en œuvre, automne 2013

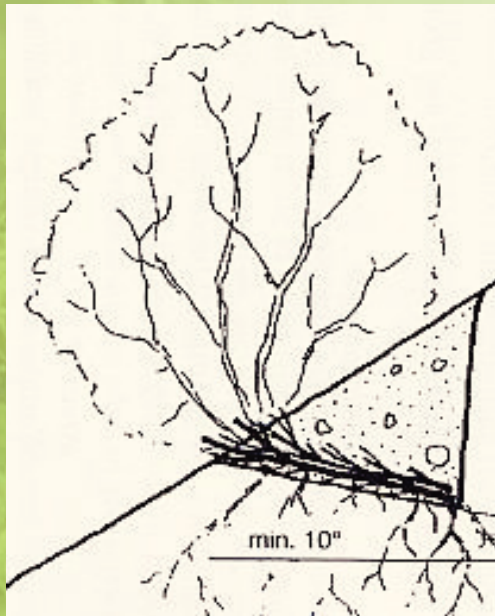
# Exutoire des eaux pluviales Enrochement et Géotextile Végétalisés



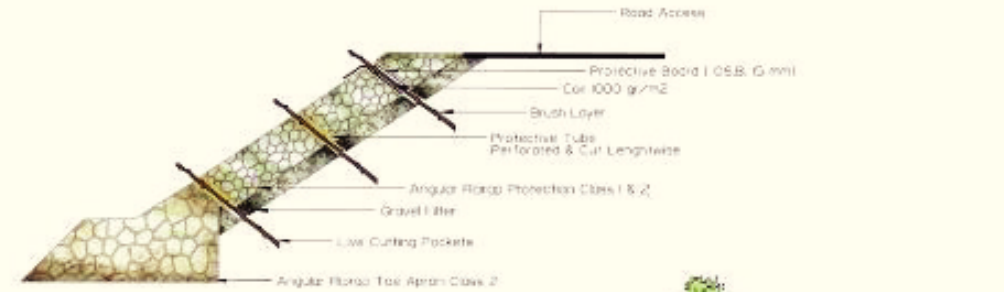
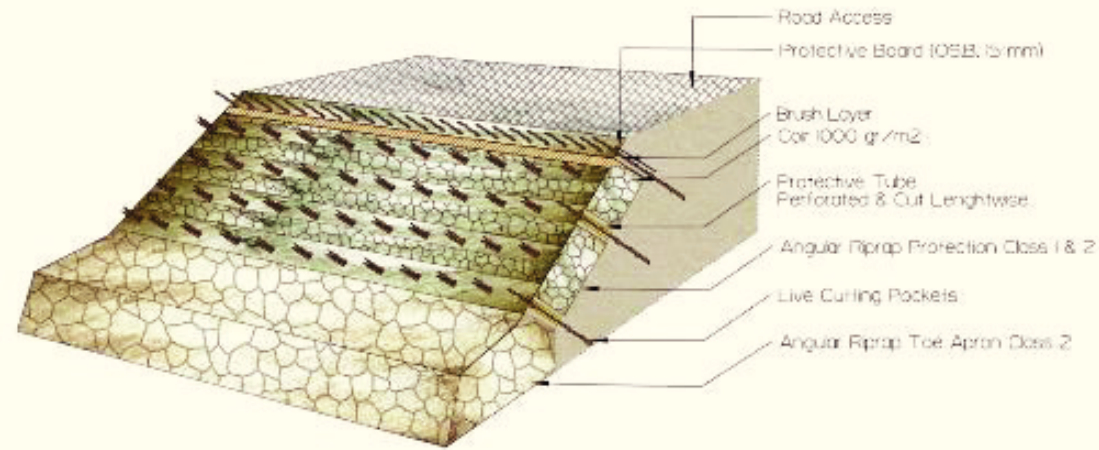
Mise en œuvre, automne 2013

# Prescriptions techniques

Enrochement végétalisés  
 Lit de plançons  
 Espèces pionnières.  
 Amendement des sols

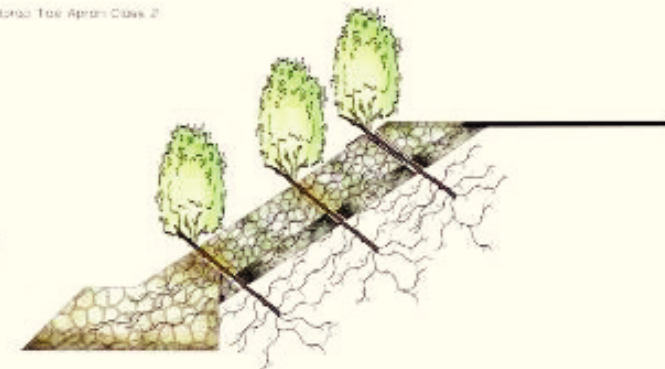


Lit de plançons de: *Schiechl et Stern, 1996.*



**NOTE:**

- 1) The cuttings in the soil behave similarly to passive surfixed soil anchors or nails, increasing the overall stability of the riprap structure.
- 2) The roots in the rock create a network that binds the rock together.
- 3) The roots in the soil increase the apparent cohesion.
- 4) The dead part of the vegetation increases the hydraulic roughness and therefore decelerates the velocity of the water flow.



not to scale

RIVERBANK  
 VEGETATED RIPRAP

drawing:	drawing # :	date:	Terra Erosion Control Ltd.
cross sections	01&02	04/07/16	

Conception d'enrochements végétalisés / collaboration entre AMEC et Terra Erosion Control Ltd.

# Projet de Réhabilitation des Berges Enrochements Végétalisés

Vérification de la couche d'enrochement troisième rangé de végétation en paquet.

Printemps 2006



# Projet de Réhabilitation des Berges Enrochements Végétalisés

L'installation de la troisième rangée de végétation en paquet.

Printemps 2006



# Projet de Réhabilitation des Berges Enrochements Végétalisés

Tranchée creusée au sommet de la berge.  
Boutures de 2.3 m placées dans la tranchée recouvertes de sol sur 1 m.

Panneaux de bois de protection placés sur la partie des boutures recouverte d'enrochement.  
Printemps 2006



# Projet de Réhabilitation des Berges Enrochements Végétalisés

Panneaux couverts d'enrochements pour atteindre le niveau désiré.

Printemps 2006



# Suivi: Projet de Réhabilitation des Berge Enrochements Végétalisés



Automne, 2010



# Suivi: Projet de Réhabilitation des Berges Enrochements Végétalisés



Pousse,  
végétation en  
paquet.  
2006 to 2014

# Conclusions

Les techniques de génie biologique, seules ou combinées avec le génie civil, sont des solutions efficaces pour la protection des berges le long des cours d'eau.

Les techniques de génie biologique imitent les modèles naturels en établissant des arbres, arbustes et espèces aquatiques, sur les rivages et, par conséquent, créent ou améliorent l'habitat riverain.

Les prescriptions techniques pour la conception des ouvrages (guide) constituent une ressource importante pour la planification, l'analyse et la conception, et visent à accompagner l'intégration et le développement du génie biologique.

Elles sont également destinées à être utilisées pour les spécifications techniques incluses dans les appels d'offres des chantiers.

Les prescriptions techniques pour la conception des ouvrages aident à la conception des structures, à la sélection des espèces de plantes, et au respect des exigences relatives à la manipulation, la plantation et l'entretien.



# LA STABILISATION DES PENTES

Mise à jour le 1<sup>er</sup> mai 2019

## 1.0 HISTORIQUE

Le détachement de particules de sol sur les plans inclinés est un phénomène naturel qui se produit au sein de plusieurs types d'environnements: montagnes, berges de rivières, fossés de drainage, zones côtières ou autres pentes naturelles et artificielles. Dans certains cas, comme celui des berges, l'érosion est un processus naturel essentiel au maintien de l'équilibre biogéochimique du milieu. Le vent, l'eau et la glace en sont généralement la cause. Toutefois, les activités humaines, en modifiant les dynamiques hydrologiques naturelles, peuvent accentuer l'ampleur du phénomène (MDDELCC, 2015). C'est une problématique à laquelle les humains sont confrontés depuis fort longtemps.

Les premiers écrits mentionnant l'utilisation de la "bio-ingénierie" pour solutionner cette situation remontent au premier millénaire, alors que les plus anciens exemples concrets d'utilisation de matériel vivant pour lutter contre l'érosion datent du 16e siècle (Evette et al., 2009), avec comme exemple la recommandation de Leonardo da Vinci de planter des saules le long des berges. Dans la seconde moitié du 18e siècle, les gouvernements français, italien et suisse ont mis au point une série de mesures contre l'érosion causée par la déforestation dans certaines régions des Alpes,

dont plusieurs incluaient l'utilisation de matériel vivant (Hall, 2005). C'est ainsi qu'en Europe de l'Ouest, ce champ d'expertise s'est développé depuis plusieurs siècles. Du côté américain, c'est aussi dans les montagnes, dans la cordillère de l'ouest de l'Utah, qu'on a vu apparaître au 19e siècle les premiers travaux de stabilisation des pentes à l'aide de la végétation. Toutefois, depuis la révolution industrielle et le développement des technologies du béton et de l'acier, ce sont les ouvrages minéraux qui ont prédominé (Gray and Sotir, 1996). L'expertise acquise au cours des derniers siècles dans l'utilisation des plantes s'est alors partiellement perdue.

Au Québec, à partir des années 80, le Ministère québécois de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation suggère l'utilisation des végétaux pour stabiliser les pentes des cours d'eau en milieu agricole (MAPAQ, 1986). Depuis, plusieurs instances publiques et organismes publient des guides de bonnes pratiques à portée plus ou moins régionale pour la lutte contre l'érosion dans les pentes. Un des exemples de stabilisation à l'aide de végétaux bien connus du public est celui de pentes bleu-turquoise que l'on peut observer à la suite des opérations d'hydroensemencement (Figure 1).



Figure 1

Exemple de pente ayant récemment été hydroensemencée (Les Ensemencements N. Brouillette Inc).

## 2.0 OBJECTIFS

### 2.1 OBJECTIFS GÉNÉRAUX

La perte de sol est un problème fréquent lorsque les pentes abruptes et les sols érodables subissent une pression hydrique importante, particulièrement lorsque le couvert végétal a été compromis par des activités humaines tels la déforestation, le pâturage intensif, des travaux de construction ou des pratiques culturales non durables (Stokes et al., 2014). La décision d'entreprendre des travaux de stabilisation des pentes découle habituellement de l'observation de la dégradation d'une pente, ou de l'évaluation d'un risque élevé d'érosion ou de glissement de terrain. L'objectif principal des travaux de phytostabilisation des pentes est donc de maintenir les propriétés structurales du plan incliné, tout en favorisant le rétablissement et le maintien d'un couvert végétal dense sur le talus. Le caractère vivant des ouvrages, qui s'intègre à l'écosystème environnant, constitue le principal avantage de la phytostabilisation de pentes et des autres phytotechnologies<sup>1</sup>, sur les conceptions minérales conventionnelles.

### 2.2 OBJECTIFS SPÉCIFIQUES AU PROJET

Une panoplie de bénéfices peuvent découler de l'utilisation des végétaux pour stabiliser les pentes. Selon le type de projet, des objectifs spécifiques au contexte pourront être poursuivis. Ainsi, utiliser les végétaux pour stabiliser les pentes offre la possibilité de :

- • diminuer la sédimentation dans les cours d'eau et plans d'eau en aval du site;
- • freiner la migration d'éléments polluants;
- • combattre le réchauffement des plans d'eau et l'eutrophisation;
- • protéger les sources d'eau potable et les habitats naturels en aval;
- • améliorer la qualité du paysage;
- • maintenir ou restaurer la biodiversité et les fonctions de l'écosystème d'origine.

Ces objectifs, spécifiques au site et au contexte des travaux, peuvent nécessiter de faire appel à un large éventail d'expertises (ex.: génie géotechnique, géomorphologie, sciences du sol et des plantes, hydrologie, architecture du paysage, restauration écologique). Ceci expose bien la nature multidisciplinaire et parfois complexe des travaux de stabilisation des pentes par les végétaux. Par contre, une conception réussie permettra de pleinement intégrer les intérêts humain et naturel sur un même site, et ce, au bénéfice de chacun (Mitsch and Jørgensen, 2003).

## 3.0 FONCTIONS ÉCOSYSTÈMES

Une pente assure parfois la transition entre deux types de milieux. Ceci confère une grande importance écologique à ces endroits, puisqu'en tant qu'interface entre deux zones distinctes, c'est l'endroit où la majorité des échanges et des interactions biogéochimiques se produisent. Lorsqu'adjacente à un cours d'eau, une pente assure ainsi la transition entre la zone aquatique et terrestre. Une rive végétalisée représente à la fois un habitat pour la faune et la flore aquatique et terrestre. De plus, elle remplit des fonctions écosystémiques en contribuant au bon fonctionnement du cycle hydrologique naturel et de ce qui en découle (ex. : épuration de l'eau de surface). Les modifications et les perturbations subies par ces milieux peuvent par conséquent affecter radicalement la présence et l'abondance d'un grand nombre d'espèces, puisque la perte du couvert végétal a pour effet de créer d'ouvrir l'habitat à des espèces plus tolérantes (et potentiellement envahissantes), qui étaient jusqu'alors absentes du milieu. Finalement, les milieux riverains rendent également des services importants pour la protection de la qualité esthétique du paysage.

## 4.0 DESCRIPTION DE LA TECHNOLOGIE

La stabilisation phytotechnologique des pentes consiste à utiliser les végétaux, seuls ou en combinaison avec des composantes statiques organiques ou minérales, pour maintenir en place les horizons de sol superficiels sur des pentes susceptibles à l'érosion. C'est principalement par le biais de leurs racines, qui agiront comme des ancrages, que les végétaux auront un effet positif sur la stabilisation du sol. Le recouvrement végétal du sol vient aussi ajouter à la stabilisation en limitant l'érosion hydrique et éolienne. Cette technologie est indiquée pour lutter contre l'érosion et les glissements de terrain en surface. Les situations où les risques concernent un glissement de terrain en profondeur (mouvements de masse) nécessiteront d'adopter une approche mixte ou complémentaire.

Plusieurs options de stabilisation végétalisée sont possibles. Une connaissance des caractéristiques du site et des causes de l'érosion est nécessaire pour concevoir une approche de stabilisation appropriée et durable. Le choix des espèces (voir section 6.0) doit correspondre à ces caractéristiques. La végétation pourra être sous forme herbacée, arbustive et/ou arborescente.

<sup>1</sup>Pour une définition du terme « phytotechnologie », veuillez vous référer au site web de la SQP, section définition : <http://www.phytotechno.com/definitions/>.

## 5.0 FONCTIONNEMENT

### 5.1 TEXTURE DE SOL ET RISQUES D'EFFONDREMENT DE TALUS

Peu importe la technique de stabilisation employée, la nature du sol incliné est le premier facteur à évaluer. La texture du sol détermine en partie sa cohésion et donc sa résistance au cisaillement (déformation). Des ruptures de pente se produisent lorsque le poids du sol de la pente excède la résistance au cisaillement de celui-ci. De manière générale, lorsque le sol est de type sableux, les détachements se font de manière plane, les particules de sol se réorganisant jusqu'à atteindre un angle de repos (Fig. 2a). Pour les sols argileux dits cohésifs, le détachement se produit plutôt en masse, soit en glissant en surface (Fig. 2b), soit en impliquant un mouvement depuis la base du talus suite à une rupture profonde (Fig. 2c) (Lagacé, 2015).

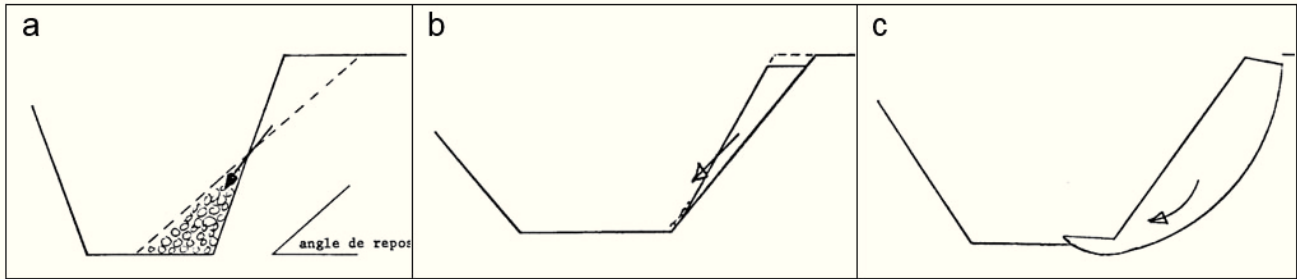


Figure 2  
Différentes configurations d'effondrement de talus (Lagacé, 2015)

L'inclinaison du talus, ainsi que la hauteur de celui-ci détermine l'ampleur de la force gravitationnelle exercée sur la pente. Une pente abrupte et longue sera ainsi plus susceptible aux détachements de sol et à l'érosion qu'une pente faible et courte. L'inclinaison et la hauteur de la pente viendront aussi influencer la vitesse d'écoulement de l'eau et donc le potentiel d'érosion causé par les précipitations.

Sur les rives et littoraux, les pentes seront de plus soumises au mouvement de masses d'eau, par le biais du courant et des vagues qui détiennent un fort potentiel érosif. On doit aussi considérer que dans une courbe de rivière, la rive extérieure subira une pression d'érosion plus importante que le côté intérieur.

### 5.2 VÉGÉTALISATION ET PHYTOLOGIE

Selon la gravité du risque d'érosion et la complexité des techniques employées, il sera possible de distinguer les travaux de végétalisation de ceux de phytotechnologie (génie végétal) (MDDEP, 2011). Les premiers ne requièrent habituellement pas d'expertises très pointues et prendront la forme d'un ensemencement, de la plantation de boutures ou encore d'arbres et d'arbustes sur une pente faible et jugée relativement stable. C'est lorsque les pentes sont plus fortes (entre 20 et 45 %, diffère selon les auteurs), ou sujettes à une pression hydrique particulièrement importante, que des techniques plus avancées de stabilisation par phytotechnologie entreront en jeu. Un amalgame de connaissances en génie et en écologie végétale sera alors appliqué de manière à confectionner des armatures végétales qui misent sur la capacité d'enracinement des végétaux (MDDEP, 2011).

### 5.3 MODE D'ACTION DES VÉGÉTAUX

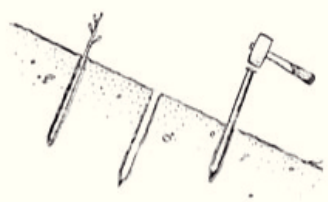







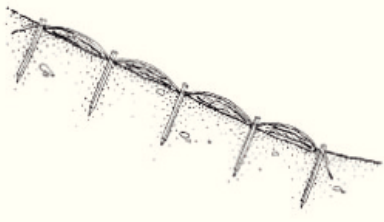

Les ouvrages de stabilisation à l'aide des végétaux viendront accentuer la résistance au cisaillement des sols inclinés principalement grâce au développement racinaire. Le renforcement se fera sentir surtout en surface (<1 ou 2 m), puisque seulement certaines espèces d'arbres sont susceptibles d'atteindre de plus grandes profondeurs et d'y développer un système racinaire étendu. C'est pour cette raison que les glissements de terrain en profondeur peuvent difficilement être prévenus avec cette technique.

Les racines de fort diamètre agissent généralement comme des ancrages, renforçant le sol à la manière du béton armé de tiges d'acier. Les racines fines peuvent aussi améliorer la cohésion des sols, si elles traversent la surface de glissement (Stokes et al., 2009). Dans les sols peu profonds, les racines d'arbres peuvent traverser l'entièreté des horizons de sol et aller s'ancrer dans des failles de la roche mère (Wu et al., 1979). De façon complémentaire, une couverture végétale étendue préviendra l'érosion éolienne et pluviale et contribuera au maintien en place de l'horizon superficiel du sol.

### 5.4 TECHNIQUES DE STABILISATION PAR LES VÉGÉTAUX

Le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs a produit en 2005 un [Guide des bonnes pratiques](#) pour la protection des rives, du littoral et des plaines inondables qui répertorie plusieurs techniques entièrement végétales : boutures, rangs de plaçons, fagots, fascines, matelas de branches, et mixtes ; palissades, caissons, enrochement (MDDEP, 2005). L'ensemble de ces techniques couvre un large éventail de possibilités et de sévérités du problème. Le Tableau 1 résume quelques caractéristiques des principales techniques simples. Le document du ministère contient de plus amples détails sur l'implantation et le fonctionnement des différentes techniques. Des recommandations en regard de la technique à employer en fonction du type de sol et de l'angle du talus sont disponibles dans la [Fiche technique sur la protection de l'habitat du poisson](#) de la Société québécoise de la faune et des parcs (Société de la faune et des parcs, 2003).

**Tableau 1: Techniques entièrement végétales pour la stabilisation de pentes**

Boutures		
		<p><b>Définition :</b> Segment de tige ligneuse (30-100 cm) sélectionné en période de dormance provenant d'espèces à forte capacité de reproduction végétative.</p> <p><b>Champ d'application :</b> Recommandée sur des talus dénudés qui présentent une problématique d'érosion faible.</p>
Fascines		
		<p><b>Définition :</b> Arrangement de branches orientées dans le même sens et solidement fixées entre deux alignements de pieux profondément ancrés.</p> <p><b>Champ d'application :</b> Généralement une rangée en bas de talus. Recommandé contre érosion moyenne à sévère.</p>
Rangs de plançons		
		<p><b>Définition :</b> Alignements successifs de branches ramifiées, majoritairement enfouies dans une tranchée ou sous un remblai.</p> <p><b>Champ d'application :</b> Recommandée sur un matériau non compacté et instable (ex. nouveau remblai). Stabilise les rives limono-sableuses affectées par le ruissellement de surface. Capacité de stabilisation élevée.</p>
Fagots		
		<p><b>Définition :</b> Arrangement de branches solidement attaché en boudin, perpendiculaire à la pente et fixé au sol par un piquet profondément enfoncé.</p> <p><b>Champ d'application :</b> Protège efficacement une pente longue et forte qui est affectée par une érosion faible à moyenne.</p>
Matelas de branche		
		<p><b>Définition :</b> Arrangement de branches déposé parallèlement à la pente et retenu à l'aide d'un fil métallique.</p> <p><b>Champ d'application :</b> Recommandée pour protéger les rives fortement menacées ou dégradées par l'érosion (ex. berges fluviales). Son action protectrice est immédiate. Généralement utilisé de façon combinée avec d'autres méthodes à la base du talus.</p>

Croquis : MDDEP 2005, photos : boutures de saule (saulesquebec.com), fascines (P-A Frossard, Génî'Alp), rangs de plançons (Aménagements Natur'Eau-Lac inc.), fagots (Groupe Rousseau Lefebvre), matelas de branches (Aubier environnement inc.).

Il est à noter qu'un amalgame de ces techniques peut être utilisé en complémentarité et pourra constituer l'approche la plus adaptée aux caractéristiques du site (Figure 3).

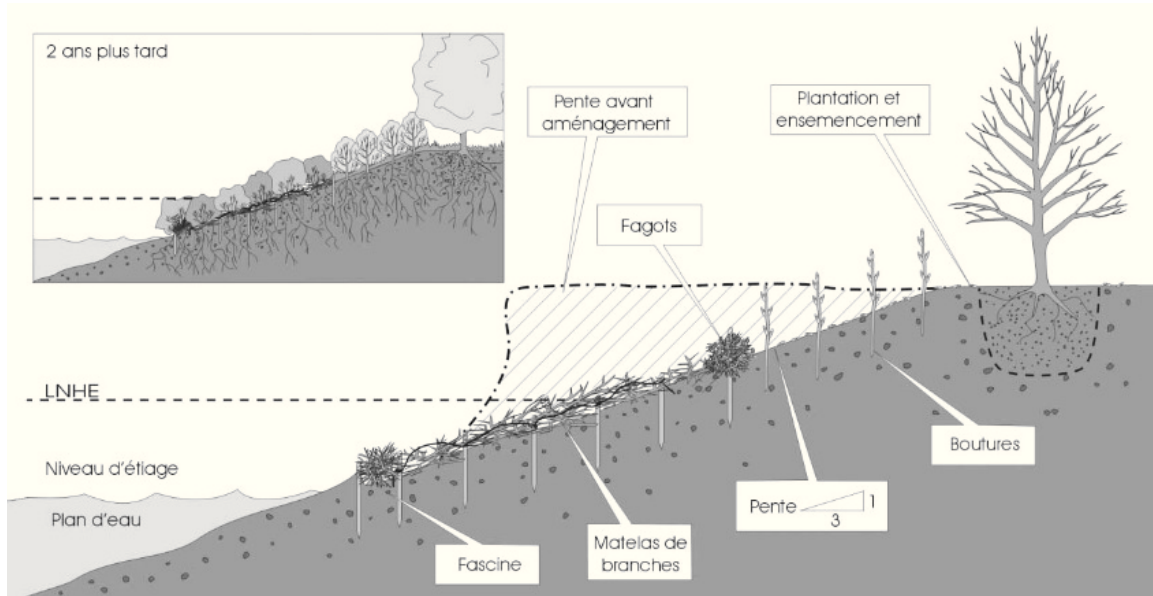


Figure 3

Exemple d'aménagement de stabilisation de pente (Société de la faune et des parcs, 2003)

## 5.5 OPÉRATIONS ET SUIVI DES TRAVAUX

### 5.5.1 Avant les travaux

Avant d'entreprendre des travaux, il est impératif de réaliser un plan décrivant le milieu et les interventions à réaliser. Voici une liste de principaux paramètres à tenir compte lors de la conception du projet (AAPQ et Rousseau, 2010; Société de la faune et des parcs, 2003):

- • Les contraintes du milieu (ex. : inclinaison de la pente, voies d'écoulement de l'eau, ligne des hautes eaux) ;
- • La nature du sol (caractérisation des horizons ou du remblai) et de la flore existante;
- • Les sources de perturbations potentielles (naturelles et anthropiques) ;
- • Les milieux écologiques d'importances et les espèces menacées ou vulnérables;
- • Les techniques retenues en fonction des caractéristiques du milieu ;
- • Les espèces végétales retenues et le moment de leur implantation dans la saison ;
- • Les terreaux et amendements retenus (qualité et provenance);
- • La présence de l'expertise nécessaire chez l'entrepreneur sélectionné pour les travaux ;
- • Le niveau d'entretien nécessaire.

### 5.5.2 Suivi des travaux

Quelle que soit la technique de stabilisation utilisée pour enrayer ou limiter l'érosion, il est primordial de faire un suivi de l'aménagement réalisé pour s'assurer de son efficacité, de sa durabilité et d'apporter les correctifs requis au besoin. Il sera important de :

- • Vérifier la stabilité de la pente ;
- • Surveiller la reprise de la végétation ;
- • Surveiller la réapparition de signes d'érosion sur le site ou la manifestation de nouveaux foyers d'érosion en amont ou en aval du site. Ces signes pourraient apparaître suite à des épisodes de précipitations importantes. Un suivi devrait être fait peu de temps après de tels épisodes ;
- • Tout autre élément susceptible d'affecter l'efficacité de l'ouvrage.

## 6.0 VÉGÉTAUX UTILISÉS

Le choix des espèces végétales est un paramètre vital pour assurer une stabilisation efficace de la pente. Parmi les facteurs les plus importants à considérer dans le choix des végétaux, notons :

- L'inclinaison de la pente;
- Le type de sol (granulométrie, profondeur) ;
- Le type d'érosion observé ou potentiel (superficielle ou en profondeur) ;
- La zone climatique ;
- L'ensoleillement et l'humidité du site ;
- La localisation du végétal sur la pente ;
- Les contraintes hydrologiques (débit et vitesse de courant, le cas échéant, eau salée) ;
- Les espèces prédatrices ou compétitrices (ex. brouteurs, espèce invasive) ;
- L'activité humaine (ex. agriculture, villégiature)

Plusieurs documents sont disponibles pour guider le choix des espèces à employer. La Fédération interdisciplinaire d'horticulture ornementale du Québec (FIHOQ) a produit un [Répertoire des végétaux recommandés pour la végétalisation des bandes riveraines du Québec](#) (FIHOQ et AQPP, 2008). Bien qu'orienté sur les bandes riveraines, ce répertoire constitue un excellent outil pour appuyer la sélection des espèces végétales à employer dans le contexte québécois pour lutter contre l'érosion et améliorer la stabilité des pentes en général. Des recommandations concernant les espèces à utiliser peuvent aussi être obtenues à l'aide du moteur de recherche de la FIHOQ (<http://vegetaux.fihq.com/>) qui est périodiquement mis à jour. Dans la même lignée, le site <http://banderiveraine.org/> constitue aussi une source non négligeable d'information pouvant être appliquée à plusieurs situations de stabilisation des pentes. [Le Guide de bonnes pratiques - Aménagement et techniques de restauration des bandes riveraines](#) fait aussi parti des documents pertinents.

Pour assurer l'intégration de l'ouvrage de stabilisation dans l'écosystème environnant, il est recommandé d'identifier les espèces présentes naturellement à proximité du site et de s'inspirer de la composition de ces communautés pour choisir les espèces végétales à inclure dans l'ouvrage, dans la mesure où cela permet de rencontrer les objectifs de stabilisation (FIHOQ).

Une approche scientifique est proposée par Evette et al. (2011) afin de sélectionner les espèces à utiliser en phytotechnologie. Elle consiste à créer une typologie des espèces disponibles, en fonction de deux ensembles de variables : écologiques et biogéographiques. Les espèces qui correspondent aux caractéristiques écologiques et biogéographiques du site peuvent ainsi être considérées pour l'ouvrage de stabilisation à réaliser. Cette approche a l'avantage d'être applicable à n'importe quel type d'environnement.

Espèces ligneuses ou herbacées ?

De nombreux ouvrages sur la stabilisation des berges suggèrent l'utilisation de plantes herbacées, puisqu'elles possèdent généralement un système racinaire dense en surface, en plus d'offrir une couverture de sol extensive très rapidement. Ces caractéristiques permettent une rétention efficace de la couche superficielle du sol et réduction de l'érosion éolienne et hydrique à court terme.

De leur côté, les plantes ligneuses sont très efficaces dans la lutte à l'érosion liée à des mouvements de sol plus profond. Certaines espèces possèdent un enracinement extensif qui s'enfonce profondément dans le sol, parfois par une racine pivotante, ou par des racines verticales principales et secondaires. Un grand volume du sol est occupé par ces racines, ce qui améliore sa résistance mécanique et diminue la saturation en eau des couches plus profondes. Les espèces arbustives ligneuses à forte reproduction végétative (ex. saule, peuplier) sont très flexibles et résilientes aux perturbations causées par l'eau, le vent et la glace.

La Société québécoise de la faune et des parcs propose dans sa Fiche technique sur la protection de l'habitat du poisson certaines espèces, mais aussi des mélanges de végétaux à utiliser pour stabiliser le milieu riverain (Société de la faune et des parcs, 2003). L'ensemencement d'espèces herbacées vient souvent compléter les techniques arbustives, par exemple en occupant l'espace entre les rangs de plançons ou adjacente aux fagots et fascines.

## 7.0 AVANTAGES ET LIMITES DES OUVRAGES VÉGÉTALISÉS DE STABILISATION DES PENTES

Les phytotechnologies possèdent de nombreux avantages par rapport aux techniques traditionnelles et majoritairement minérales de stabilisation. Ces avantages découlent des caractéristiques intrinsèques des végétaux, tant au niveau souterrain qu'au-dessus du sol (Lachat, 2000). Toutefois, rien n'étant parfait, les caractéristiques qui procurent des avantages imposent aussi certaines limitations.

### Avantages:

- Efficacité de stabilisation dynamique et croissant dans le temps ;
- Souplesse et résistance des ouvrages ;
- Action hydromécanique : interception, absorption, transpiration d'eau qui augmente la cohésion du sol ;
- Contribue à la santé du sol ;
- Perturbation des cours d'eau et nappes phréatiques faible ou nulle ;
- Impacts des chantiers minimaux ;
- Épuration de l'eau transigeant sur le site ;
- Participation au maintien de la biodiversité et à l'embellissement ;
- Potentiel patrimonial, pédagogique ou économique (résulte de biomasse, de fruits, etc.) ;
- Limite l'envahissement par des plantes indésirables ;
- Possibilité de s'approvisionner en matériel directement sur le site ;
- Coûts relativement faibles.

### Limites :

- Ne peut résister à des contraintes mécaniques extrêmes ;
- Peut nécessiter d'assembler des expertises ayant des priorités distinctes ;
- Approche spécifique au site et non généralisable ;
- Entretien nécessaire à l'aide de main-d'œuvre qualifiée, potentiellement plusieurs années et en fonction du contexte météorologique et climatique ;
- Il existe des contraintes saisonnières à l'implantation des végétaux ;
- Requiers un substrat d'une qualité suffisante pour le développement des végétaux ;
- Susceptible aux facteurs humains (utilisation du site, dégradation intentionnelle ou non).

### Les erreurs fréquentes :

Les erreurs les plus fréquentes relèvent surtout du fait que l'on oublie que le matériel avec lequel on travaille en phytotechnologie est vivant. Voici les causes les plus fréquentes d'insuccès (Lachat and Laurent, 1994) :

- Choix d'une technique inadaptée ;
- Préparation insuffisante de terrain (talutage, nivellement, débroussaillage) ou mauvais matériel de remblai ;
- Mauvaise méthode de construction ou mode d'exécution mal adapté ;
- Période de travail inadaptée ;
- Mauvais choix de végétaux ;
- Mauvais stockage des matériaux vivants, entre le prélèvement et leur utilisation ;
- Absence de soins et d'entretien des végétaux, lorsque la situation l'exige.

## 8.0 RESSOURCES EN STABILISATION DES PENTES

De nombreux sites internet et documents de référence utiles pour planifier et réaliser les travaux de stabilisation des pentes sont disponibles. N'hésitez pas à les consulter au besoin.

- La liste de références de ce document ;
- Association des architectes paysagistes (AAPQ) (<https://aapq.org/>) ;
- Génie'Alp, (France) « Génie végétal en rivière de montagne » (<http://www.genie-alp.org/ouvrage/>) ;
- Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec (FIHOQ) (<https://www.fihq.qc.ca/>, <http://banderiveraine.org/>) ;
- Formations à l'Institut de technologie agroalimentaire (ITA) ([www.ita.qc.ca/](http://www.ita.qc.ca/))
- Guide sur les ouvrages en bandes riveraines, Municipalité de Grenville-sur-la-Rouge ([http://gslr.ca/wp-content/uploads/2017/08/Guide-Bandes-riveraines\\_GSLR.pdf](http://gslr.ca/wp-content/uploads/2017/08/Guide-Bandes-riveraines_GSLR.pdf))

## 9.0 EXEMPLES DE PROJETS D'OUVRAGES VÉGÉTALISÉS DE STABILISATION DE PENTES

### 9.1 PROJETS RÉALISÉS AU QUÉBEC

#### 9.1.1 Restauration écologique et mise en valeur de la rivière du Cap Rouge (Québec)



Figure 4

Mise en place de fagots pour stabiliser une pente en bordure de la rivière du Cap Rouge (ECOgénie inc., 2001)

Ce projet d'envergure concernait la restauration des berges de la rivière du Cap Rouge à Québec. Il fut échelonné de 2001 à 2013. Le développement urbain et agricole aux abords de la rivière a généré au fil de temps des problèmes d'érosion important, occasionnant une mauvaise qualité de l'eau, ainsi qu'une dégradation des habitats fauniques et des infrastructures tels les sentiers et les passerelles. La rivière se caractérise par une zone intertidale en aval qui accueille un précieux marais à scirpes.

Un total de 560 mètres de rive comportait une problématique d'érosion sévère. Afin de remédier à la situation, un ensemble de techniques ont été utilisés durant le mandat. Il s'agit de fagots, de fascines, des matelas de branches, des plantations, d'ensemencement et d'enrochement en pied de talus.

Le projet fut globalement une réussite. Les fascines et le matelas de branches ont efficacement rempli leur rôle respectif de clé d'ancrage et de protection de la base des talus soumis aux fluctuations du niveau d'eau. Les fagots, plantations, plançons, boutures et ensemencements placés sur les fortes pentes ont efficacement freiné le ruissellement. Dû à un faible taux de reprise, l'entrepreneur a dû replanter quelques sections du projet. En 2014, la végétation avait repris parfaitement et les rives de la rivière Cap Rouge sont stabilisées avec succès (Figure 5).



Avant



Après

Figure 5

Vue avant et après l'installation d'un matelas de branches et de fascine bas en de talus (ECOgénie inc., 2001)

### 9.1.2 Aménagement et stabilisation des berges de la rivière aux Pins (Boucherville)

En 2011, les berges de la rivière aux Pins furent naturalisées et stabilisées. Cela répondait à la nécessité de réaménager les berges qui avaient été endommagées par les débordements successifs de la rivière. Afin de remédier à la situation, des travaux de plantation et d'ensemencement hydraulique ont été réalisés. Du même coup, un site de démonstration des principales techniques de stabilisation par des phytotechnologies a été aménagé à Boucherville à l'intersection de la rue de la Rivière-aux-Pins et de la rue Pierre-Boucher. Un panneau explicatif illustre les quatre méthodes de stabilisation utilisées sur la rivière aux Pins : lits de branches, fascines à deux pieux, tressages de saule et fascines d'hélophytes.

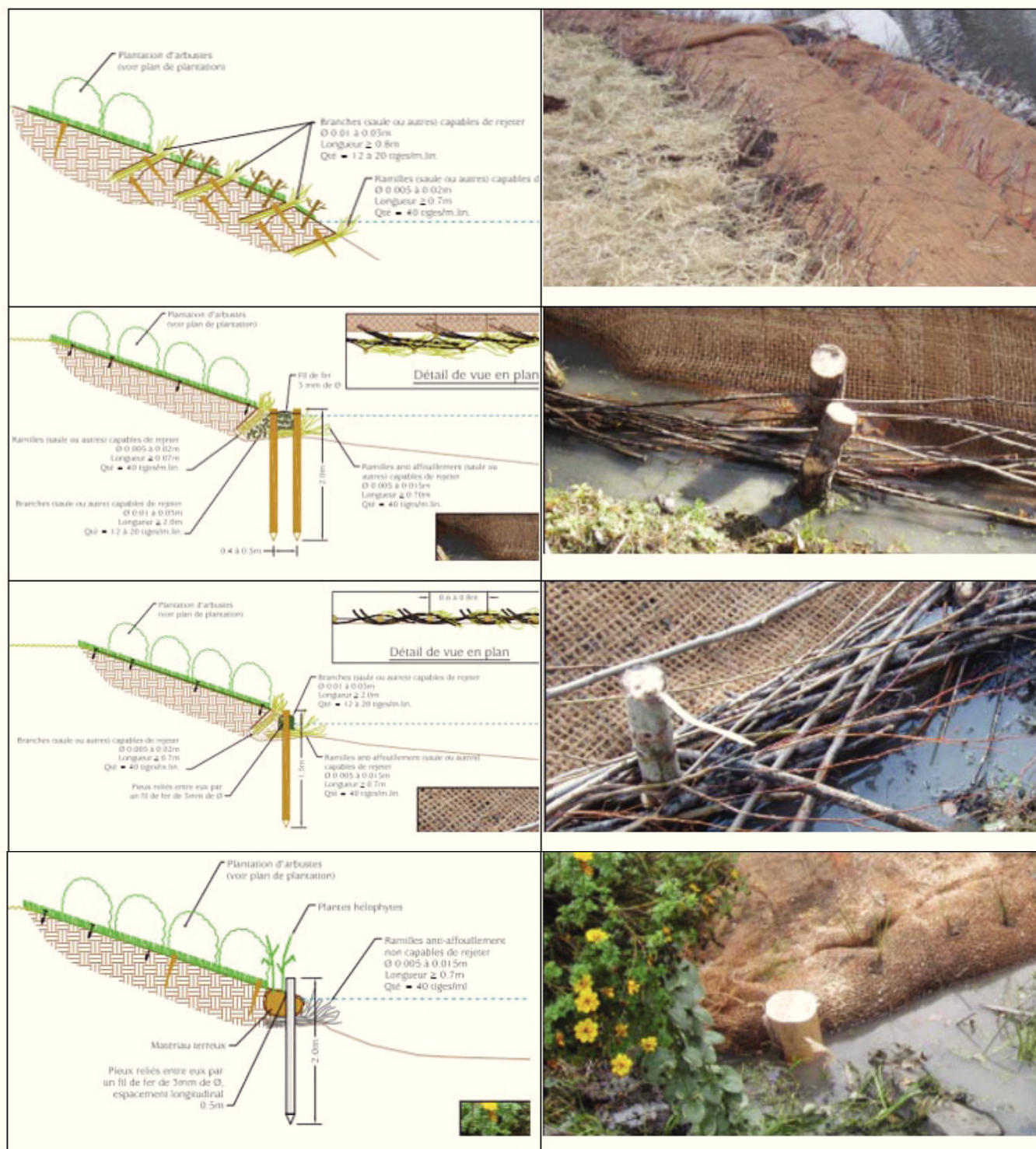


Figure 6

Quatre méthodes de stabilisation mises en place à la rivière aux Pins (Ville de Boucherville, 2016)

### 9.1.3 Stabilisation de talus par caissons végétalisés et lits de plants et plançons (Blainville)

Un affaissement de talus fortement incliné était observé à proximité d'une zone résidentielle. L'affaissement du talus semblait le résultat d'un remblai initialement mal stabilisé, principalement à la base, et du drainage concentré des eaux de surfaces. Afin d'harmoniser l'ouvrage de stabilisation à l'environnement, Aubier environnement Inc. propose une solution de soutènement basée sur des techniques de génie mixtes (génie civil et phytotechnologie). Les aspects liés au génie civil sont l'enrochement du pied de talus et l'utilisation de géofilet. Les techniques végétales utilisées sont les caissons végétalisés à double paroi et les lits de plants et plançons.

Les caissons végétalisés à double paroi sont des structures étagées constituées de deux rangées parallèles de billots de bois (longrines) sur lesquels sont fixés des billots perpendiculaires (moises). Les caissons sont remplis de terre (de roches à la base dans ce cas-ci), stabilisés avec un treillis biodégradable ou un géofilet, puis végétalisés entre les longrines. Cette technique permet la stabilisation végétale d'une forte pente, en minimisant l'empiètement de l'ouvrage (dans le boisé dans ce cas). Des billots de cèdre (*Thuja occidentalis*) ont été utilisés, en raison des qualités de durabilité et d'imputrescibilité de cette essence.

Les lits de plants et plançons consistent en la mise en place de plants et de ramilles, disposés côte à côte dans des tranchées inclinées, puis étagés par le biais de remblais compactés et stabilisés à l'aide de treillis biodégradables. Cet ouvrage permet un développement racinaire rapide et profond. Cette technique a été utilisée depuis le haut des caissons jusqu'au haut du talus.



Figure 7

Mise en place de caissons végétalisés à double paroi surmontés d'un lit de plants et plançons. État du site après les travaux. Hauteur totale de l'ouvrage : 7 mètres. (Aubier environnement Inc)

### 9.1.4 Anse Gilmour, Lévis (Québec): Création d'un marais intertidal comme mesure de compensation pour la perte d'habitat faunique.

Afin de compenser la perte d'habitat pour le poisson, causée par la construction de quais, l'administration portuaire de Québec et la ville de Lévis ont mandaté la firme Écogénie pour créer un marais intertidal en bordure du fleuve Saint-Laurent. L'objectif était de recréer un milieu favorable à l'établissement de la faune et de la flore aquatique. Une zone de 9000 m<sup>2</sup> fut choisie pour la réalisation du projet. Les défis physiques et opérationnels du projet incluaient des marées de fortes amplitudes pouvant atteindre plus de 6 mètres, en plus de

fortes vagues, la présence de remblais contaminés qui ont dû être retirés et l'implication de plusieurs ministères (ministère du Transport (MTQ), ministère des Pêches et Océans (MPO), ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP).

Les principales étapes des travaux se résument par le retrait du remblai, la décontamination des sols, le nivellement et le profilage des surfaces, l'enrochement de la berge et finalement l'aménagement du milieu aquatique du site. Des techniques de stabilisation végétales utilisées impliquaient l'utilisation de fagots, plançons ensemencement et plantations. Le projet s'est échelonné de 2014 à 2018.



Pendant travaux



Après

Figure 8

Vue de la berge, avant et après les travaux de création d'un marais intertidal à l'anse Gilmour, Lévis (Qc.) (écogénie, 2013)

## 9.2 EXEMPLES DE PROJETS À L'INTERNATIONAL

9.2.1 Bassin versant de la Durance (France) : Approche spécifique au contexte torrentiel dans les bassins versants marneux de moins de 3 ha (Rey et al., 2015)

Les premiers objectifs du Plan Durance multi-usages et du Contrat de rivière Durance sont d'augmenter la sécurité face au risque d'inondation. En milieu montagnard, l'érosion augmente les risques d'inondation dans les vallées en raison de l'apport important de sédiments des pentes des ravines vers les cours d'eau. On décide d'adopter une approche économique: les pièges à sédiment, en minimisant les interventions. Deux modèles sont mis en place: les cordons sur seuil en bois et les cordons avec garnissage sur seuil en bois.

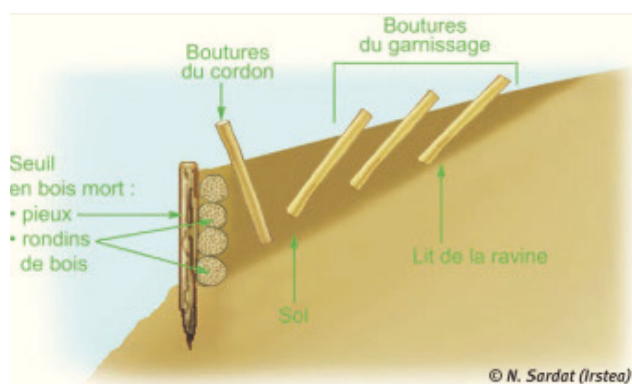


Figure 9

Cordons de boutures avec garnissage sur seuil en bois (Rey et al., 2015)

Les phases préliminaires ont permis de déterminer qu'un taux de couverture végétale de 20% était suffisant pour stopper la quasi-totalité de la production sédimentaire. La végétation doit alors être composée d'arbustes et d'herbacées et être localisée en aval et dans le lit de la ravine.



Figure 10  
Ouvrage localisé en aval et dans le lit de la ravine  
(Rey et al., 2015)

Les travaux ont été suivis par des évaluations de la résistance des ouvrages et de la végétation aux crues. La résistance des ouvrages dépendait d'une part de la présence de végétation sur leurs versants, d'autre part de la superficie des ravines.

Dynamique de la végétation :

Espèces utilisées en bouture : saule pourpre (*Salix purpurea*), saule drapé (*Salix incana* ou *eleagnos*) et peuplier noir (*Populus nigra*). Elles nécessitent trois ans pour devenir autonomes. La présence de végétation sur les versants influence positivement la reprise, certainement en raison de l'ombrage qu'elle offre aux boutures. L'installation doit idéalement se faire au printemps. On mentionne l'ajout potentiellement avantageux de bois raméal fragmenté (BRF) en guise de paillis.

Espèces spontanées : d'abord nombreuses, mais assez faibles en recouvrement après plusieurs années. Les plantes présentant un élanement de la racine pivotante, un pourcentage important de racines fines et une topologie développée du système racinaire, sont les plus efficaces pour résister aux contraintes de déracinement. Celles présentant une grande flexibilité morphologique sont quant à elles les plus aptes à supporter un ensevelissement sous des sédiments marneux.



Efficacité de la végétation pour le piégeage et la fixation des sédiments :

Les études réalisées ont permis de démontrer l'effet « réservoir » offert par les cordons et les garnissages de boutures. Cet effet est significatif seulement dans les portions de lit de ravines présentant une pente inférieure à 40 %, d'abord grâce aux boutures et puis aux rejets dans les années successives. Le diamètre des boutures et des rejets est corrélé positivement à la capacité de retenir des sédiments. Le volume piégé dépend fortement du profil en long du lit de la ravine, certains ouvrages pouvant piéger plus d'un mètre cube de sédiments par an dans les lits les moins pentus.

Une barrière monospécifique composée d'une espèce très performante peut être particulièrement efficace pour retenir les sédiments. Cependant, lorsque le développement de plusieurs espèces amène à des barrières végétales plurispécifiques, aux morphologies contrastées, il apparaît que la diversité morphologique perturbe l'écoulement, créant des zones où celui-ci se concentre, ce qui diminue globalement la capacité de la barrière à retenir des sédiments.

### 9.2.2 LE « SYSTEM VÉTIVER » (VIET NAM)

Le « système vétiver » est basé sur l'application de l'espèce graminée *Chrysopogon zizanioides*. Il a été développé par la Banque mondiale pour la conservation du sol et de l'eau en Inde dans les années 1980. Les recherches menées depuis les 30 dernières années ont démontré le potentiel important du système en agriculture, mais aussi pour la protection de l'environnement. L'espèce est originaire de l'Extrême-Orient à l'Asie du sud-est. Elle est naturalisée dans d'autres régions subtropicales, incluant l'Australie et les États-Unis.

Certaines caractéristiques de l'espèce en font un outil très efficace pour la stabilisation des pentes : un système racinaire profond et extensif, un port droit et rigide qui forme des haies denses et efficaces pour ralentir le mouvement de l'eau, ainsi qu'une tolérance à la sécheresse et aux sols salins, alcalins et acides (Truong, 2017). Certains ouvrages de stabilisation avec le vétiver ont été couronnés de succès même à des inclinaisons de plus de 45 degrés. L'implantation se fait en rangées rapprochées (1 mètre d'intervalle vertical) et perpendiculaires à la pente. On insère des paquets de 2 ou 3 plants espacés de 10-12 cm dans des tranchées de 15-20 cm de profondeur. Les entre-rangs peuvent aussi être plantés. Lorsque l'objectif est de stabiliser une berge de rivière, on suggère aussi d'ajouter des rangs parallèles à la pente, pour contrer l'érosion hydrique causée par le cours d'eau.

Un des exemples impressionnants est le site de Spring Pass, sur l'autoroute de Ho Chi Minh au Viet Nam. L'endroit est situé à plus de 100 mètres d'altitude et peut recevoir jusqu'à 2000 millimètres de pluie annuellement. Cette section d'autoroute est bordée par une pente d'environ 100 mètres de longueur qui totalise une élévation de 55 mètres. L'implantation des végétaux en 2002 a dû être faite en descendant la pente en rappel.



Figure 11

Système racinaire de vétiver (*Chrysopogon zizanioides* 4 mois de croissance, © [vetivernurseries.co.nz](http://vetivernurseries.co.nz)) et stabilisation à Spring Pass, Viet Nam, durant les travaux (haut) et trois ans après l'implantation (bas) (The Vetiver Network International).

## 10.0 BIBLIOGRAPHIE

### DOCUMENTS AYANT SERVI À LA RÉDACTION DU PRÉSENT TRAVAIL

AAPQ, Rousseau, M., 2010. Les phytotechnologies pour la stabilisation des berges, in: Formation Continue de l'AAPQ.

Aubier environnement Inc., n.d. Stabilisation de talus - Caissons végétalisés et lits de plants et plançons [WWW Document]. URL <http://aubier-enviro.com/realisations-projets/stabilisation-de-talus-01-caissons-vegetalises-et-lits-de-plants-et-plancons/>

écogénie, 2013. Réaménagement du ruisseau du Moulin et création d'un marais intertidal dans la Baie de Beauport 1.

ECOgénie inc., 2001. Restauration écologique de la rivière du Cap Rouge.pdf.

Evette, A., Balique, C., Lavaine, C., Rey, F., Prunier, P., 2011. Using ecological and biogeographical features to produce a typology of the plant species used in bioengineering for riverbank protection in Europe. *River Res. Appl.* 28, 1830–1842. <https://doi.org/10.1002/rra.1560>

Evette, A., Labonne, S., Rey, F., Liebault, F., Jancke, O., Girel, J., 2009. History of bioengineering techniques for erosion control in rivers in Western Europe. *Environ. Manage.* 43, 972.

FIHOQ, n.d. Plantation et entretien d'une bande de protection riveraines. Pour une restauration durable!

FIHOQ, AQPP, 2008. Répertoire des végétaux recommandés pour la végétalisation des bandes riveraines.

Gray, D.H., Sotir, R.B., 1996. *Biotechnical and soil bioengineering slope stabilization: a practical guide for erosion control*. John Wiley & Sons. [https://doi.org/http://planstlaurent.qc.ca/fileadmin/site\\_documents/documents/stabilisation\\_rives.pdf](https://doi.org/http://planstlaurent.qc.ca/fileadmin/site_documents/documents/stabilisation_rives.pdf)

Hall, M., 2005. *Earth repair: a transatlantic history of environmental restoration*. University of Virginia Press.

Lachat, B., 2000. Les techniques du génie végétal : une nouvelle approche pour mieux respecter nos rivières ? 19–32.

Lachat, B., Laurent, J., 1994. Méthodes de calculs pour le dimensionnement des ouvrages végétaux. *Guid. Prot. des berges cours d'eau en Tech. végétales* 143.

Lagacé, R., 2015. Chapitre 5. Vie et stabilité des cours d'eau, in: *Matériel d'enseignement, Cours GAE3005, Université Laval*.

MAPAQ, 1986. *Guide d'analyse et d'aménagement de cours d'eau à des fins agricoles*.

MDDELCC, 2015. *Guide d'interprétation - Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*.

MDDEP, 2011. *Fiche technique sur la stabilisation des rives*. Ministère du Développement durable, l'Environnement des Parcs 9.

MDDEP, 2005. *Technique de stabilisation des rives*. Extrait Guide de bonnes pratiques, chapitre 7. *Prot. des rives, du littoral des plaines inondables*.

Mitsch, W.J., Jørgensen, S.E., 2003. Ecological engineering: A field whose time has come. *Ecol. Eng.* 20, 363–377. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.05.001>

Rey, F., Labonne, S., Breton, V., Louis, S., Talaska, N., Erktan, A., Dumas, A., Burylo, M., Dangla, L., Lavandier, G., 2015. Utilisation innovante du génie végétal pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation à l'échelle du territoire de la Durance. *Sci. Eaux Territ.* 16, 28–35.

Société de la faune et des parcs, 2003. *Fiche technique sur la protection de l'habitat du poisson*.

Stokes, A., Atger, C., Bengough, A.G., Fourcaud, T., Sidle, R.C., 2009. Desirable plant root traits for protecting natural and engineered slopes against landslides. *Plant Soil* 324, 1–30.

Stokes, A., Douglas, G.B., Fourcaud, T., Giadrossich, F., Gillies, C., Hubble, T., Kim, J.H., Loades, K.W., Mao, Z., McIvor, I.R., Mickovski, S.B., Mitchell, S., Osman, N., Phillips, C., Poesen, J., Polster, D., Preti, F., Raymond, P., Rey, F., Schwarz, M., Walker, L.R., 2014. Ecological mitigation of hillslope instability: Ten key issues facing researchers and practitioners. *Plant Soil* 377, 1–23. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2044-6>

Truong, P., 2017. Stabilization and rehabilitation of steep slope using vetiver system technology, in: *The Vetiver Network International*.

Ville de Boucherville, 2016. *Site de démonstration - Rives et littoral de la rivière aux Pins - Les bandes riveraines à la rescousse du cours d'eau* 3, 150.

Wu, T.H., McKinnell III, W.P., Swanston, D.N., 1979. Strength of tree roots and landslides on Prince of Wales Island, Alaska. *Can. Geotech. J.* 16, 19–33. <https://doi.org/10.1139/t79-003>

## 11.0 DROITS DE REPRODUCTION

Date d'émission :

1<sup>er</sup> mai 2019

Date de dernière modification :

1<sup>er</sup> mai 2019

Droits d'auteur : Société québécoise de phytotechnologie

Rédacteur :

Dominic Desjardins

Illustrations :

Sarah Lacombe

Droits de reproduction à des fins non commerciales

L'information de cette fiche peut être reproduite à des fins personnelles ou publiques non commerciales sans autorisation de la Société québécoise de phytotechnologie (SQP).

Toutefois, les conditions suivantes s'appliquent :

- La source de l'information doit être ainsi citée :
- Société québécoise de phytotechnologie, Fiches techniques de la SQP. 2. LA STABILISATION DES PENTES. 1<sup>er</sup> mai 2019. [www.phytotechno.com](http://www.phytotechno.com)
- L'utilisateur doit prendre soin de conserver l'exactitude des documents reproduits.
- La copie ne peut être présentée en tant que version officielle originale.
- La copie ne peut être présentée comme étant faite en affiliation avec la SQP ou avec son aval.

Droits de reproduction à des fins commerciales :

La reproduction à des fins commerciales, en tout ou en partie, de cette fiche et de tout autre document publié par la SQP est interdite sans la permission écrite de la SQP. Par cette autorisation, la SQP cherche à s'assurer de la diffusion des versions les plus exactes et actualisées des documents dont elle dispose. On peut obtenir une autorisation de reproduction à des fins commerciales en s'adressant à :

SOCIÉTÉ QUÉBÉCOISE DE PHYTOTECNOLOGIE

2030, Boul. Pie-IX, bureau 403

Montréal (Québec) Canada H1V 2C8

PHYTOTECNO.COM

Courriel :

[info@phytotechno.com](mailto:info@phytotechno.com)

Mise en garde :

La présente fiche est un instrument d'information. Son contenu ne constitue aucunement une recommandation, une liste exhaustive de procédés ou de règles en vigueur. Il demeure la responsabilité du lecteur de se référer aux recommandations, procédés et règlements en vigueur, ainsi qu'à toutes autres normes applicables, le cas échéant.

## IMPORTANT :

De façon générale, le remblai dans le littoral ou sur la rive est à proscrire. Les ouvrages de stabilisation ne doivent pas permettre d'agrandir ou de récupérer un terrain dans un cours d'eau. Ils doivent être construits en épousant la configuration de la rive à protéger de manière à minimiser l'intervention à réaliser sur le littoral.

### 3. Techniques de stabilisation

Les techniques de stabilisation de berges présentées ici constituent des exemples d'aménagements adaptés aux conditions des berges dans le territoire de la Municipalité. Leur utilisation devra être adaptée au cas spécifique dans un plan d'aménagement réalisé par un spécialiste en stabilisation de berges et aménagement de bandes riveraines qui doit accompagner la demande de permis.

Toutefois, ces techniques de stabilisation ne sont pas exclusives, c'est-à-dire que d'autres techniques similaires pourraient également être acceptables par la municipalité de Grenville-sur-la-Rouge. Pour les riverains qui désirent présenter à la Municipalité un choix alternatif aux techniques présentées dans ce document, un plan d'aménagement des travaux proposés dans la bande riveraine doit être réalisé par un spécialiste en stabilisation de berges et aménagement de bandes riveraines, en incluant les schémas de la technique proposée, ainsi que la liste des espèces végétales indigènes et le plan démontrant la ligne naturelle des hautes eaux et la zone inondable. Ce plan d'aménagement doit être présenté en accompagnant la demande de permis. De plus, les caractéristiques d'aménagement suivantes devront être respectées :

- Le végétal doit constituer une partie intégrante de l'ouvrage de stabilisation
- La pente doit être abaissée dans les limites physiques de la berge
- Aucun paillis ou autre matériau ne doit être utilisé à des fins de contrôle de la végétation (les bio-disques en fibres de coco, biodégradables, peuvent toutefois être utilisés au moment de l'implantation des végétaux)
- Seuls les végétaux indigènes peuvent être utilisés
- Aucun engrais ne peut être utilisé
- Aucun gazon en plaque ne peut être utilisé dans la zone de stabilisation

La végétation riveraine, outre son rôle important dans la protection contre l'érosion et la sédimentation, contribue à la préservation des valeurs écologiques et biologiques des milieux riverains. La végétation permet aussi de sauvegarder la beauté des paysages. À cet égard, la « propreté » d'un aménagement ou d'une stabilisation de berge ne

devrait jamais être recherchée; l'idée étant toujours de tendre vers un aspect naturel.

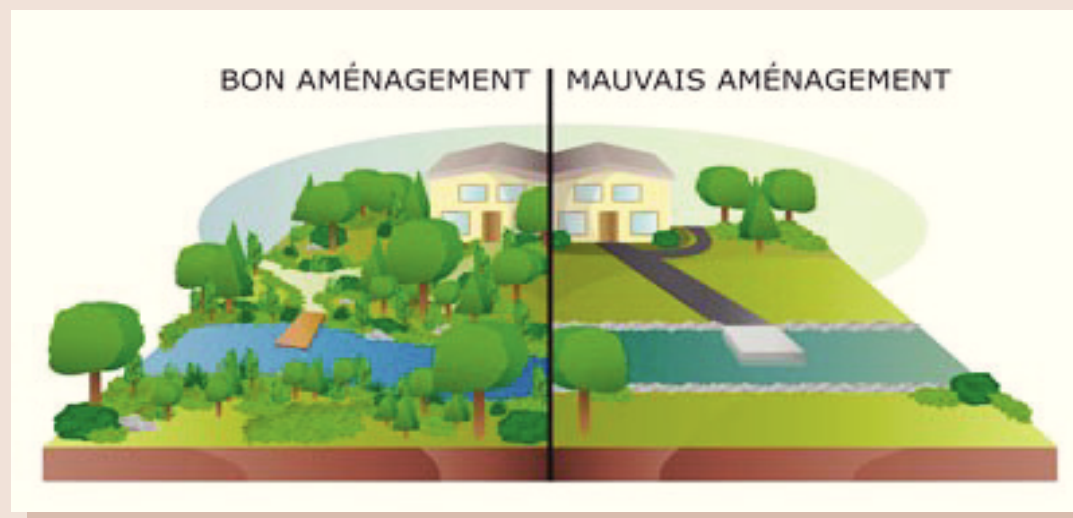


Figure 4. Bonnes pratiques d'aménagement de bandes riveraines. (Source : ROBVQ, 2012)

## 3.2 Techniques de stabilisation mixtes

Dans tous les cas d'érosion en berge, la meilleure solution sur le plan environnemental serait de la restaurer avec des techniques de génie végétal. Cependant, cette solution est parfois inenvisageable en raison de diverses contraintes liées à la dynamique hydrique, aux forces d'arrachement ou à la pression anthropique (proximité des infrastructures, espace disponible etc.). Dans ces cas, l'utilisation de techniques mixtes alliant des procédés de génie civil et de génie végétal est nécessaire. Ces techniques ne sont pas issues du génie végétal en tant que tel, car le végétal ne participe pas directement à la stabilisation de la berge. À noter que ces enrochements, végétalisés ou non, provoquent l'accélération des effets de l'érosion sur les secteurs adjacents non protégés. Les techniques mixtes se concrétisent sous diverses formes. Nous présentons ici quatre schémas potentiels de stabilisation de berges par techniques mixtes, soient l'enrochement végétalisé avec plançons, l'enrochement végétalisé avec pieux de cèdre, les caissons végétalisés à double parois et l'enrochement végétalisé avec rupture de pente. Ces techniques peuvent présenter plusieurs variables et doivent être évaluées par un professionnel spécialisé en stabilisation de berges et aménagement de bandes riveraines avant d'être mises en application.

Pour garantir la stabilité du pied de ces ouvrages, chacune de ces techniques devrait en principe être appuyée sur une clé d'enrochement. Idéalement, la base de l'ouvrage devrait reposer sur un sol compact et stable, à un niveau inférieur au gel (c'est-à-dire à plus d'un mètre). À noter qu'elle n'est pas nécessaire si le lit du plan d'eau n'est pas susceptible à l'affouillement.

La hauteur des ouvrages des techniques mixtes dépend de plusieurs facteurs dont l'inclinaison de la pente, le niveau maximal atteint par les vagues, l'usage de la rive et la végétation en place.

### 3.2.1 Enrochement végétalisé avec plançons (Pente maximale de 40%)

Cette technique consiste à établir une surface d'enrochement aussi lisse que possible afin d'améliorer le déferlement graduel des vagues et d'éviter l'arrachement de pierres par les glaces (Schéma 3). L'inclinaison maximale de la pente recommandée est de 1V : 2.5H (40%). Des tiges de saules arbustifs (plançons), disposées entre des étages de roches de fortes dimensions, offriront à terme un couvert végétalisé. Les plançons utilisés doivent être suffisamment longs pour que les racines soient en contact avec la terre et les nutriments sous l'enrochement. Ils doivent être récoltés et mis en place pendant la période de dormance, soit au printemps ou à l'automne. À maturité, les saules arbustifs peuvent atteindre une hauteur de plusieurs mètres. Il est possible de les tailler lorsqu'ils sont en dormance. Puisque l'enrochement est flexible, il tolère bien les mouvements naturels du sol causés par les cycles de gel-dégel.

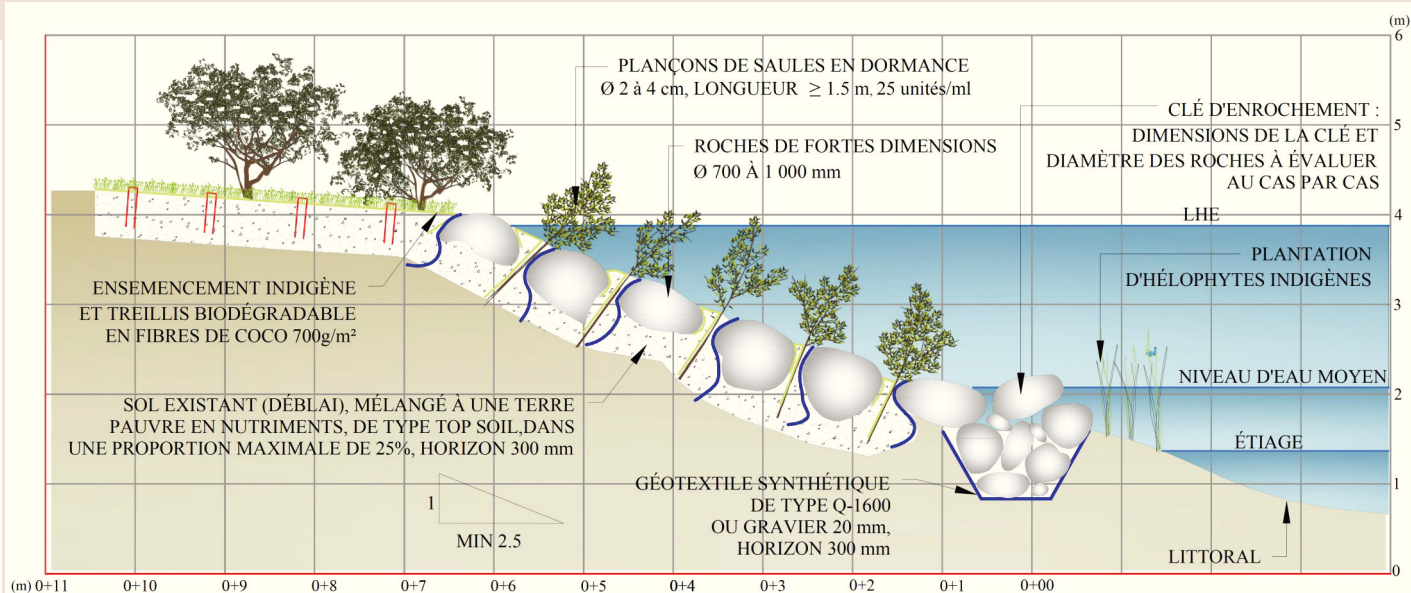
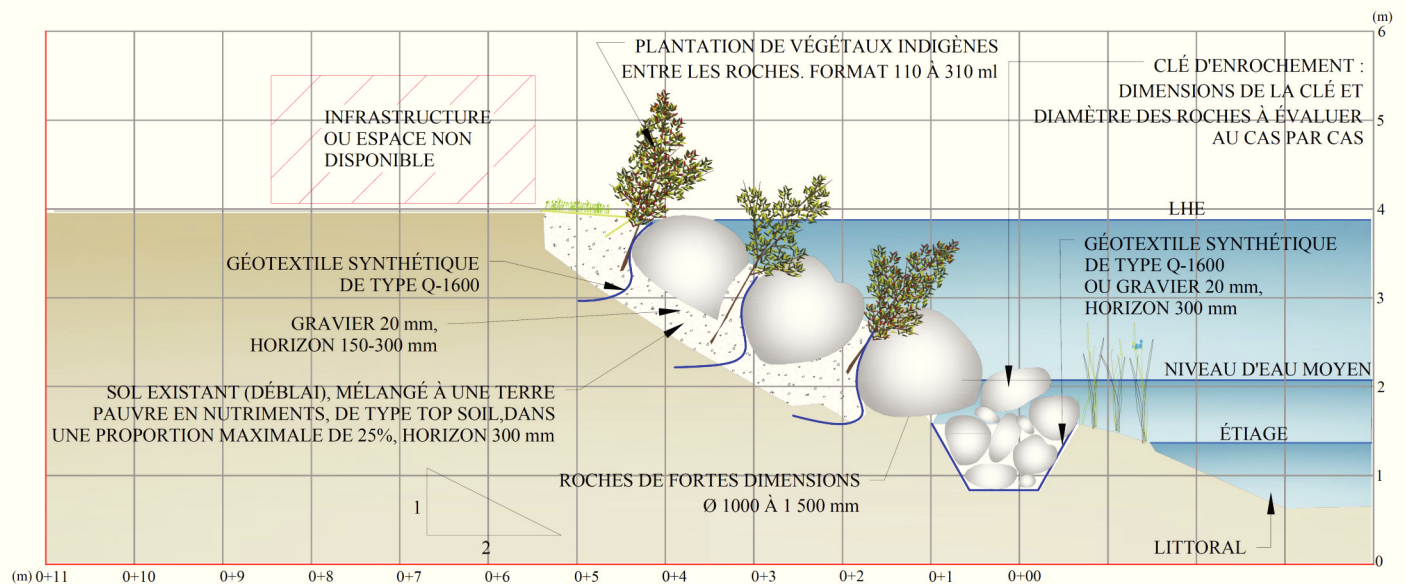


Schéma 3. Enrochement végétalisé avec plançons

### 3.2.4 Enrochement végétalisé avec rupture de pente (Suite)



**Schéma 6. Enrochement végétalisé avec rupture de pente**

## 4. Gestion des sédiments et précautions environnementales

L'entrepreneur qui exécute les travaux devra prendre les mesures de mitigation nécessaires pour éviter tout déversement de terre dans le littoral et présenter à la Municipalité un rapport de fin de travaux avec un registre photographique détaillé de l'ouvrage, ainsi que le formulaire du plan de contrôle de l'érosion et des sédiments dûment rempli (Section 4.1). Aucune excavation ni aucun remblayage ne sont permis dans le littoral. La machinerie ne doit pas circuler dans l'eau (Figure 7). Il faut utiliser de la machinerie en bon état de fonctionnement. L'hydraulique de la machinerie et les scies mécaniques devront fonctionner uniquement à l'huile végétale. Les hydrocarbures ne peuvent être manipulés à moins de 15 mètres du littoral, afin d'éviter tout risque de déversement de carburant, d'huile ou de graisse. L'entrepreneur devra avoir avec lui une trousse d'urgence et de récupération des produits pétroliers de 60 litres. La trousse comprendra suffisamment de rouleaux absorbants pour permettre d'intervenir sur la largeur du cours d'eau ou de confiner les produits pétroliers à l'intérieur du périmètre de la machinerie en cause en aménageant une estacade flottante. Elle sera disponible à proximité du cours d'eau et facilement accessible en tout temps pour une intervention rapide.

Les travaux devront être réalisés par temps sec, afin de limiter la sédimentation. En cas de possibilité de pluie, des polythènes devront être déposés sur les surfaces à nues pour éviter tout lessivage des matériaux fins et ce, jusqu'à la fin des travaux.

Les travaux doivent être réalisés par temps calme (peu de vent et de vagues).

Avant de débuter, une barrière géotextile ou un rideau à sédiments doit être installé, de sorte que la sédimentation soit efficacement contenue. Les piquets peuvent ensuite être remplacés par sections successives d'au plus 75 cm, jusqu'à ce que l'ensemble des travaux autorisés soit complété.



**Figure 7. Activités à proscrire vs Bonnes pratiques**

## La berge

La berge est un terme qui désigne la section relevée de la rive.

Elle est parfois très abrupte ou au contraire en pente très douce (plage, plaine inondable ou milieu humide). Plus la pente est abrupte, plus elle est sensible à l'érosion (perte de sol). Les vagues frappent la berge avec plus de force sur une pente forte que sur une pente douce, sur laquelle l'énergie de la vague se dissipe. Les berges naturelles recouvertes de végétation résistent mieux au choc des vagues et aux glaces. Les plantes aquatiques dans l'eau, devant la berge, peuvent également la protéger contre les vagues.

## Le littoral

Le littoral est la zone aquatique en bordure de la berge, généralement de faible profondeur.

Le littoral est très vulnérable face à toutes les perturbations qu'il peut subir. Les herbiers de plantes aquatiques fournissent abri et nourriture à des organismes très variés et constituent d'excellentes pouponnières pour les poissons. Cette zone est très sensible à l'augmentation de température de l'eau, à la contamination provenant de la rive et à l'envasement provoqué par les apports de sédiments. 🌿

Organisme de bassin versant de la baie Missisquoi. 2012. Guide de mise en valeur riveraine. Protéger la qualité de vie des lacs et des cours d'eau. 71 p.  
[https://mrcbm.qc.ca/common/documentsContenu/Guide\\_de\\_mise\\_en\\_valeur\\_riveraine\\_-\\_edition\\_2012.pdf](https://mrcbm.qc.ca/common/documentsContenu/Guide_de_mise_en_valeur_riveraine_-_edition_2012.pdf)

# Les règles à suivre pour la mise en valeur riveraine

## Tableau 3: Synthèse des recommandations pour chaque type de rive

Type de rive	Recommandations
<b>Type engazonné</b> Pour aménager  Pour protéger	<ul style="list-style-type: none"><li>&gt; reconsidérer la bande riveraine comme étant une zone tampon en laissant pousser le gazon et en ajoutant des arbustes</li><li>&gt; procéder progressivement en aménageant des zones de verdure entretenues et naturelles</li><li>&gt; entretenir les arbustes de la bande riveraine et laisser pousser les herbacées entre les arbustes</li><li>&gt; ne pas tondre le gazon trop ras sur le terrain</li><li>&gt; ne pas aménager de plates-bandes dans la bande riveraine</li><li>&gt; ne pas utiliser d'engrais ni même de compost dans la bande riveraine</li></ul>
<b>Type enrochement</b> Pour aménager  Pour protéger	<ul style="list-style-type: none"><li>&gt; si l'enrochement est à refaire, effectuer des travaux pour adoucir la pente de la berge à 50 % (1 dans 2) et moins si possible</li><li>&gt; pour améliorer un enrochement existant, végétaliser avec des espèces résistantes</li><li>&gt; ne pas effectuer un enrochement en déversant des roches sur la berge</li><li>&gt; ne pas laisser les enrochements dénudés, ce qui réchauffe les eaux du littoral</li></ul>
<b>Type muret</b> Pour aménager  Pour protéger	<ul style="list-style-type: none"><li>&gt; faire enlever le muret si nécessaire et le remplacer par une autre méthode de stabilisation</li><li>&gt; modifier l'aménagement du muret pour réduire les forces qui le minent (circulation de l'eau, maintien du sol derrière et sur le dessus du talus)</li><li>&gt; végétaliser le muret de façon à le stabiliser et à réduire son effet chauffant</li><li>&gt; ne pas reconstruire un muret, même s'il s'est effondré</li><li>&gt; ne pas effectuer d'enrochement devant un muret</li><li>&gt; ne pas laisser un muret dénudé, ce qui va réchauffer les eaux littorales</li></ul>
<b>Type naturel</b> Pour aménager  Pour protéger	<ul style="list-style-type: none"><li>&gt; entretenir les arbres qui sont dans la bande riveraine</li><li>&gt; les arbustes peuvent être taillés pour maintenir en santé la bande riveraine</li><li>&gt; ne pas laisser pousser les arbres sur le champ d'épuration, ni sur la berge</li><li>&gt; s'informer sur la toxicité des espèces végétales présentes</li></ul>

### Illustration 3 : aménagement respectant les règles de base

- > Pelouse avec entretien minimal et bonne aération du sol, terrasse non traitée chimiquement, potager à l'extérieur de la bande riveraine, utilisation de compost et d'eau de pluie pour jardiner
- > Ouverture visuelle et accès à l'eau en diagonal, d'un maximum de 5 mètres, avec matériaux poreux et revégétalisation en bordure
- > Pas d'activité dans la bande riveraine
- > Pas de tonte de gazon dans la bande riveraine et présence des trois strates de végétation
- > Stabilisation avec enrochement en pied de berge restreint aux endroits très problématiques et végétalisation de l'enrochement
- > Quai flottant, contrôle limité des plantes aquatiques, bateau sans moteur à essence



## Rive de type enrochement



Plus on résiste à l'eau, plus elle frappe fort ! C'est le principe physique qui est à l'origine de nombreux problèmes de riverains, en particulier pour les murets.

Les enrochements en pente douce sont préférables parce qu'ils diffusent les forces hydrauliques de l'eau. Les vagues roulent et se brisent sur les roches en remontant la pente. Ils durent plus longtemps et sont plus faciles à réparer. Même s'ils sont plus naturels que les murs de béton parce qu'ils laissent passer l'eau et qu'ils sont des abris pour la faune, ils réchauffent les eaux. C'est pourquoi on doit aussi les végétaliser, ce qui améliorera l'équilibre naturel entre la berge et le littoral.

### Pour aménager

Si l'enrochement est à refaire, il vaut mieux effectuer des travaux pour adoucir la pente, si possible à moins de 50 %, installer une toile géotextile et prévoir des espaces pour planter les arbustes.

Il n'est pas nécessaire de faire un enrochement sur toute la hauteur de la berge. Il suffit, la plupart du temps, de faire un enrochement en pied de berge, avec une clé à la base (un canal de retenue) dans le

littoral. On retrouve des exemples de différents types d'enrochement dans les documents du MDDEP et les documents municipaux (ex. site internet du MDDEP). On végétalise ensuite dans l'enrochement, sur la berge et le replat du talus. Ces travaux importants exigent un permis de la municipalité. Il est préférable d'utiliser des pierres qui se fondent au paysage et après quelques années, l'enrochement disparaîtra complètement sous la végétation, tout en assurant sa stabilité.

Pour améliorer un enrochement existant, il suffit de le végétaliser avec des espèces résistantes.

Attention aux coups de chaleur pour les plantes. Les enrochements chauffent les racines et peuvent tuer les plantes après quelques temps. Il faut planter selon la méthode prescrite (voir section 7, illustration 9). Si les vagues grugent le sol sur le dessus de l'ouvrage, derrière les roches, on peut enlever les pierres du dessus et installer un géotextile qui va retenir le sol sur la berge.

On plante dans le géotextile, en perçant des fentes, de petits arbustes avec carottes de sol et on replace les pierres. On recouvre le géotextile d'une couche de sol de surface et on enseme avec des herbacées (voir section 7).

## Pour protéger

**Ne pas effectuer un enrochement en déversant des roches sur la berge.**

Un enrochement bien fait doit avoir une clé à la base dans le littoral pour que les roches s'y appuient et ne déboulent pas avec le temps. Il faut également un géotextile pour recouvrir le sol avant de déposer les roches. Le géotextile laisse passer l'eau mais retient le sol qui ne fuira pas entre les roches.

**Ne pas laisser les enrochements dénudés, ce qui réchauffe les eaux du littoral.**

Pour obtenir la végétalisation rapide d'un enrochement, on peut utiliser des vignes de rivage qui vont recouvrir totalement l'ouvrage de stabilisation. Toutefois, il faut contrôler les vignes pour qu'elles n'envahissent pas les arbres. On ne doit pas utiliser des espèces exotiques comme le bambou sauvage (renouée du Japon). Une fois installé dans un enrochement, le bambou est très difficile à déloger et il risque d'envahir tout le terrain et ceux des voisins ! **Un enrochement complètement végétalisé sera stable et améliorera le paysage aquatique.** 🌿

## Illustration 5 : aménagement d'une rive de type enrochement

### Pour aménager

- > Si l'enrochement est à refaire, adoucir mécaniquement la pente
- > Améliorer un enrochement existant en le végétalisant (voir section 7)

### Pour protéger

- > Ne pas effectuer un enrochement en déversant des roches sur la berge
- > Ne pas laisser les enrochements dénudés, ce qui réchauffe les eaux du littoral



## Rive de type muret

Malgré son apparence à toute épreuve, le muret est l'ouvrage de stabilisation qui cause le plus de problèmes au bord de l'eau.

Sauf dans de rares exceptions, le muret n'est pas nécessaire, qu'il soit en ciment, en pierres jointes ou en gabions (paniers métalliques remplis de roches). C'est un ouvrage d'ingénierie utilisé pour des constructions hydrauliques (barrages, canaux, etc.) ou pour empêcher des constructions sur la rive de s'effondrer dans l'eau.

Le muret étant vertical, il doit lutter contre la force des éléments devant lui (les vagues, les glaces, les troncs d'arbres qui le frappent) et derrière lui (l'eau souterraine et les racines des arbres qui poussent, le sol qui fuit). Il finit par craquer et s'effondrer par morceaux. Lorsqu'un gabion brise dans la structure, il entraîne tous les autres, ce qui déforme l'ouvrage qui finira par s'effondrer. Dans tous les cas, les murets sont très coûteux à entretenir. De plus, les murets accumulent la chaleur le jour et réchauffent les eaux même la nuit, ce qui est très néfaste pour le littoral.

### Pour aménager

Faire enlever le muret si nécessaire et le remplacer par une autre méthode de stabilisation.

On peut remplacer un muret par un enrochement en pied de berge et une végétalisation sur le restant de la berge, après avoir adouci la pente de la berge. Les travaux sont

coûteux et exigent un permis de la municipalité, mais ils dureront très longtemps.

Modifier l'aménagement du muret pour réduire les forces qui le minent.

On doit pratiquer des ouvertures pour laisser passer l'eau dans le muret. On peut installer une toile géotextile derrière le muret, sur le

dessus du talus. Cette toile va laisser passer l'eau, mais va retenir le sol en place. On peut pratiquer des trous dans le géotextile pour planter des arbustes. Les arbustes vont absorber l'eau derrière le muret et maintenir le sol en place. Ne pas planter d'arbres qui pourraient pousser sur le muret et le faire tomber.

# EXEMPLES D'OUVRAGES VÉGÉTALISÉS POUR STABILISER DES BERGES DU FLEUVE SAINT-LAURENT



Lieu : Chemin Moisan, Saint-Augustin-de-Desmaures

Techniques : Enrochement et fascines

Date de construction : 2013 / Conception : Écogénie

Date de la photo : 2016 / Crédit photo : Maxime Tisserant, Biol., Ph.D.



# EXEMPLES D'OUVRAGES VÉGÉTALISÉS POUR STABILISER DES BERGES DU FLEUVE SAINT-LAURENT



Lieu : Rue du Chenal, Repentigny

Techniques : Couche de branches à rejet et fascines

Date de construction : 2012 / Conception : Aubier Environnement

Date de la photo : 2017 / Crédit photo : Maxime Tisserant, Biol., Ph.D.



**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC**

**MODÉLISATION DE LA DISSIPATION DE L'ÉNERGIE  
DES VAGUES PAR LA VÉGÉTATION  
DE MARAIS LITTORAL**

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À  
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI**

**comme exigence partielle  
du programme de maîtrise en océanographie**

**PAR**

**NICOLAS LAMBERT**

**JUIN 2009**

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI  
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

## Résumé

Les marais salés sont des écosystèmes composés de plantes halophytes qui ont une dynamique sédimentaire grandement modelée par l'hydrodynamisme local causé par les vagues. Celles-ci, en se propageant dans les marais, contribuent au transport du sédiment en place. D'un autre côté, la végétation présente dans ces marais freine l'action des vagues tout au long de leur progression. Il est donc important de bien connaître l'interaction entre la végétation et l'hydrodynamisme de vagues. Le but de ce travail est de construire un modèle numérique de vagues qui soit en mesure de simuler la propagation des vagues dans les zones littorales ayant une couverture végétale. Le modèle de vagues *SWAN* a été utilisé comme modèle de base et une routine y a été ajoutée afin de calculer l'énergie des vagues dissipée par la végétation. La modélisation de cette routine est basée sur le calcul de la force de traînée causée par le mouvement entre l'eau et la végétation, et ce, sur l'ensemble de la hauteur de la couverture végétale. Ce calcul est répété indépendamment pour chacune des fréquences de vagues et pour chaque direction de propagation.

Une série de mesures de terrain a été réalisée en vue de calibrer les paramètres de cette nouvelle routine. Le modèle *SWAN*, utilisé sans considérer la végétation, donne une hauteur significative en moyenne trois fois plus élevée que les données réellement mesurées à la station la plus haute dans le marais. La nouvelle routine a permis d'obtenir une hauteur significative de seulement 6 % plus élevée que la hauteur mesurée. À l'aide de ces simulations, il fut possible de conclure que l'atténuation de la hauteur des vagues causée par la végétation représente, sur 566 m, une perte d'énergie de 37 % à 88 %. Une série de simulations avec le nouveau modèle a aussi permis de déterminer les paramètres qui influencent le plus la dissipation : le niveau de l'eau, la densité de la végétation et la période des vagues. Cela a confirmé les analyses mathématiques préliminaires. Avec ces nouvelles données, il sera possible de mieux simuler l'hydrodynamisme au sein des marais salés et ainsi de bien comprendre la dynamique sédimentaire de ces milieux.

## **Modeling wave dissipation by vegetation in saltmarshes**

### **Abstract:**

Saltmarshes are ecosystems composed of halophyte plants, which influence significantly the sedimentary dynamic. Saltmarshes are modulated by local wave hydrodynamics. As waves progress in the marsh, they erode sediment. However, vegetation dissipates the wave energy and minimises erosion. Therefore, it is important to learn more about the interaction between vegetation and wave hydrodynamics. The purpose of this study was to build a numerical model to simulate the wave propagation through a vegetated intertidal zone. The existing SWAN model (Simulating WAVes Nearshore) was used as base model, and a new routine was added to calculate the wave energy dissipation by the vegetation. This routine calculates the drag force caused by the movement of water in the vegetation over the entire canopy height. These calculations are repeated for each wave frequency and for each wave propagation direction.

Field measurements were recorded at the Isle-Verte marsh to calibrate the parameters of the new routine. When dissipation by the vegetation was ignored, the waves height generated by the SWAN model was generally three times higher than the actual measurements at the most landward station in the saltmarsh. When the new routine was added to the model, simulated wave heights were only 6% higher than the measured heights. The results showed a wave energy dissipation of 37% to 88%, and this dissipation was primarily due to wave attenuation by the vegetation over 566 metres. Several simulations of the SWAN model with the new routine were made to determine the influence of different parameters on the dissipation, such as water level, vegetation density and wave period. These model results confirmed preliminaries mathematics analyses. These results will be useful in future studies to better simulate the hydrodynamics in saltmarshes and to understand the sedimentary dynamic in these environments.

## Tables des matières

Résumé .....	ii
Tables des matières .....	iii
Remerciements .....	v
Liste des tableaux .....	vi
Liste des figures.....	vii
Liste des symboles.....	ix
<b>1. Introduction</b> .....	1
<b>2. Matériel et méthodes</b> .....	9
Mesures de terrain .....	9
Modélisation .....	18
Calibration et validation .....	28
<b>3. Résultats</b> .....	31
Mesures de terrain .....	31
Modélisation sans l'effet de la végétation .....	39
Calibration .....	41
Validation .....	45
<b>4. Discussion</b> .....	51
Analyse des variables environnementales .....	51
Validité de l'analyse mathématique .....	54
Qualité des prédictions .....	55
Scénarios .....	61
<b>5. Conclusion</b> .....	71
Références .....	73
Annexe A : Calculs.....	78
Annexe B : Syntaxe du fichier de commande afin d'y inclure la végétation.....	81
Annexe C : Code FORTRAN de la routine de la végétation .....	84

## Remerciements

Cette maîtrise a été faite sous la direction du professeur Urs Neumeier dont l'aide et le soutien furent essentiels à l'accomplissement de ce travail. L'Institut des sciences de la mer de Rimouski m'a aussi accordé un précieux soutien technique et logistique. J'aimerais aussi remercier feu François Saucier, mon co-directeur, pour ses précieux conseils, son aide logistique et les précieuses données du modèle STLE400. L'aide de Simon Senneville m'a aussi permis de passer au travers plusieurs problèmes techniques. Les précieux conseils de Pierre St-Laurent furent aussi d'une aide indispensable. Tous mes remerciements à l'intention de Gilles Desmeubles et Sylvain Leblanc pour leur aide sur le terrain. Merci aussi à Serge Labonté de nous avoir donné l'autorisation d'effectuer les travaux de terrain dans la réserve nationale de faune de la Baie de l'Isle-Verte. Finalement, ce travail a été fait grâce au financement du CRSNG.

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Revue de la littérature des études qui mettent en évidence l'atténuation des vagues par la végétation.....	3
Tableau 2 : Caractéristiques des stations V1 à V4. Un ADCP a été installé à la station V1 et trois houlographes ont été installés aux stations V2, V3 et V4.....	11
Tableau 3 : Caractéristiques des stations veg1 à veg8. L'altitude a été déterminée à partir du relevé topographique.....	13
Tableau 4 : Caractéristiques des vagues mesurées pour une sélection des bursts de l'expérience de terrain (cf. texte).....	36
Tableau 5 : $C_D$ obtenu lors de la calibration des bursts 846 à 850.....	42
Tableau 6 : Comparaison entre les enregistrements effectués sur le terrain et les modélisations avec et sans végétation pour la grille normale.....	49
Tableau 7 : Revue de la littérature des études qui ont effectué des simulations de vagues en utilisant SWAN.....	60
Tableau 8. Caractéristiques des cinq bursts qui ont servi lors de la simulation des scénarios.....	61

## Liste des figures

Fig. 1. Carte marine de la batture de l'Isle-Verte et emplacements de l'ADCP (V1) et des trois houlographes (V2, V3, V4).....	9
Fig. 2. Photographies du marais de l'Isle-Verte prises le 5 septembre 2007 lors de l'installation des houlographes.....	10
Fig. 3. Topographie de la grille 2 mesurée en 2007.....	11
Fig. 4. Montage qui permet de photographier une section de la végétation.....	13
Fig. 5. (A) Exemple d'image binaire d'une section de la végétation (station veg4). (B) Obstruction volumique de la végétation.....	13
Fig. 6. Modélisation du comportement des vagues dans la grille 1 le 13 septembre 2007 à 4h00 avec les vagues mesurées en V1.....	19
Fig. 7. Division verticale de la végétation en couches de L1, L2... séparées aux hauteurs h1, h2... ..	22
Fig. 8. Schéma du fonctionnement de SWAN pour les étapes 1 à 6.....	24
Fig. 9. Schéma du fonctionnement de la routine VegNL, qui modélise la dissipation par la végétation.....	26
Fig. 10. Variables environnementales mesurées lors de l'expérience de terrain du 5 sept. au 9 oct. 2007.....	30
Fig. 11. Direction d'où proviennent les vents pendant l'expérience.....	31
Fig. 12. Paramètres environnementaux mesurés le long du transect V2-V3-V4.....	32
Fig. 13. Distribution verticale de l'obstruction mesurée à partir des photographies prises aux stations veg1 à veg8.....	33
Fig. 14. Spectre directionnel des vagues mesurées en V1 le 13 septembre 2007 à 4h00 (HM).....	35

Fig. 15. Spectre de vague pour les stations V1, V2, V3 et V4 et hauteur significative (éq. 2.7) pour les mesures faites le 13 septembre 2007 à 4h00.....	35
Fig. 16. Modélisation du 13 septembre 2007 à 4h00 (HM).....	36
Fig. 17. Disposition des deux grilles de calculs.....	41
Fig. 18. Burst 846 à 850 (du 23 septembre à 23h30 au 24 septembre à 1h30) utilisés pour calibrer le modèle avec la végétation.....	43-44
Fig. 19. Modélisation du 13 septembre 2007 à 4h00 (HM) en considérant la végétation et en utilisant la grille réduite.....	45
Fig. 20. Comparaison entre les hauteurs significatives mesurées et simulées avec la grille réduite, avec ou sans la végétation, pour les stations V3 et V4.....	46
Fig. 21. Modélisation du 13 septembre 2007 à 4h00 (HM) en considérant la végétation et en utilisant la grille normale.....	47
Fig. 22. Comparaison entre les hauteurs significatives mesurées et simulées avec la grille normale, avec ou sans la végétation, pour les stations V2, V3 et V4.....	49
Fig. 23. Modélisation de cinq bursts en ne changeant que le niveau de l'eau.....	62
Fig. 24. Modélisation de cinq bursts en ne changeant que la densité de la végétation.....	63
Fig. 25. Modélisation de cinq bursts en ne changeant que la hauteur de la végétation.....	65
Fig. 26. Modélisation de différentes situations théoriques où la période de vagues incidente a été modifiée.....	65
Fig. 27. Hauteurs significatives relatives des vagues au niveau des stations V3 et V4 lors d'une simulation de moyenne tempête.....	67
Fig. 28. Hauteurs significatives relatives des vagues au niveau des stations V3 et V4 ( $H_4 = H_{m0}(V4)$ ) lors d'une simulation de forte tempête.....	68

## Liste des symboles

$a$ :	amplitude des vagues ( $H_{waves}/2$ ) [m]	$m_n$ :	$n^{\text{ième}}$ moment du spectre d'énergie [ $\text{m}^2 \cdot \text{Hz}^n$ ]
$A$ :	aire de l'objet, section perpendiculaire au courant [ $\text{m}^2$ ]	$N(\sigma, \theta)$ :	densité d'action des vagues ( $= \rho g \cdot E(\sigma, \theta) / \sigma$ ) [ $\text{J} \cdot \text{s} / \text{m}^2$ ]
$C_D$ :	coefficient de traînée [-]	$O$ :	obstruction verticale volumique [ $\text{m}^2/\text{m}^3$ ]
$c_x, c_y, c_\theta, c_\sigma$ :	vitesse de propagation selon $x, y$ et $\theta$ et la fréquence angulaire relative $\sigma$	$O_a$ :	obstruction verticale mesurée sur la distance $a$ [-]
$d$ :	profondeur totale de l'eau [m]	$p$ :	pression [Pa]
$E(f)$ :	variance spectrale à la surface	$p_{atm}$ :	pression atmosphérique [Pa]
$E(f, \theta)$ :	variance spectrale directionnelle [ $\text{m}^2 / \text{Hz} / \text{deg}$ .]	$S_{en}$ :	terme de sources d'énergie [ $\text{J}/\text{m}^2$ ]
$E(\sigma, \theta)$ :	variance spectrale selon la fréquence angulaire relative $\sigma$	$T_{m01}$ :	période moyenne [s]
$E_{corr}(f)$ :	variance spectrale corrigée	$u$ :	vitesse horizontale [m / s]
$E_n$ :	variance spectrale à $f_n$ [ $\text{m}^2 / \text{Hz}$ ]	$u_f$ :	la vitesse horizontale induit par la vagues de fréquence $f$
$E_{nm}$ :	variance spectrale à la fréquence $f_n$ dans la direction $\theta_m$ [ $\text{m}^2 / \text{Hz} / \text{deg}$ .]	$u_{rms}$ :	vitesse $\sqrt{\langle u^2 \rangle}$ [m / s]
$E_{surf}(f)$ :	variance spectrale de la surface calculée avec l'équation d'équilibre hydrostatique 2.2 (non-corrigée)	$w$ :	vitesse verticale.
$E_z(f, z)$ :	variance spectrale mesurée à une profondeur $z$ [ $\text{Pa}^2 / \text{Hz}$ ]	$\vec{x}$ :	vecteur position
$\vec{F}_D$ :	force de traînée [N]	$z$ :	profondeur sous le niveau de l'eau (positif vers le bas) [m]
$f_n$ :	$n^{\text{ième}}$ fréquence [Hz]	$z_h$ :	profondeur du houlographe
$g$ :	accélération gravitationnelle [ $9,81 \text{ m/s}^2$ ]	$\alpha$	distance d'atténuation [m]
$h_i$ :	hauteur d'une couche [m]	$\Delta f_n$ :	différence entre $f_n$ et $f_{n-1}$ [Hz]
$H_{m0}$ :	hauteur significative des vagues [m]	$\Delta \theta_m$ :	différence entre $\theta_m$ et $\theta_{m-1}$ [deg]
$H^*_{m0}$ :	hauteur significative pour les vagues dont le fréquence est entre 0 et 0,5 Hz [m]	$\varepsilon_f$ :	l'énergie dissipée [J / s]
$k$ :	nombre d'ondes ( $2\pi /$ longueur d'onde)	$\eta$ :	position verticale de l'eau [m]
$\vec{k}_n$ :	vecteur nombre d'ondes associé à $f_n$ , dans la direction de propagation	$\eta(t, \vec{x})$ :	position de la surface par rapport au niveau moyen [m] à $\vec{x}$
$\vec{k}_{nm}$ :	vecteur nombre d'ondes associé à $f_n$ , dans la direction $\theta_m$ .	$\theta_m$	$m^{\text{ième}}$ angle de propagation des vagues
$m_0$ :	moment 0 du spectre d'énergie [ $\text{m}^2$ ]	$\rho$ :	densité de l'eau [ $1025 \text{ kg} / \text{m}^3$ ]
$m_1$ :	moment 1 du spectre d'énergie [ $\text{m}^2 \cdot \text{Hz}$ ]	$\sigma$ :	fréquence angulaire relative (par rapport au courant). [Hz]
		$\varphi$ :	l'angle de déphasage [deg]
		$\omega$ :	fréquence angulaire ( $2\pi \cdot f$ )

## 1. Introduction

Les marais salés (*saltmarsh*) sont des zones de végétation situées dans la zone intertidale et ils sont composés de plantes qui sont adaptées aux eaux salées. Les nutriments essentiels à leur croissance sont apportés par la marée (Poulin et Pelletier, 2007) et les moments d'exposition à l'air libre leur permettent d'être en contact avec le gaz carbonique de l'atmosphère. Par contre, ces écosystèmes sont grandement influencés par le déferlement des vagues qui arrivent du large. Ces vagues dissipent leur énergie, entre autres, au contact des plantes et celles-ci sont vulnérables lorsque cette énergie est trop importante. Möller et al. (1999) ont mesuré cette dissipation des vagues dans un marais de l'est de l'Angleterre et ils ont estimé que la végétation a été en mesure de réduire la hauteur des vagues de 88,5 % sur une distance de 205 m. D'autres plantes aquatiques dissipent aussi l'énergie des vagues, comme les herbiers (*seagrass*), situés surtout dans la zone subtidale peu profonde (Chen et al., 2007), et les algues marines, qui sont, quant à elles, vulnérables à la dissipation de l'énergie des vagues lorsque celle-ci est trop importante (D'Amours et Scheibling, 2007). D'autres plantécosystèmes plus résistantes, comme les mangroves, ne sont pas directement influencées par les vagues, mais ils en amortissent grandement l'énergie lorsque celles-ci progressent vers la berge (Quartel et al., 2007).

D'un autre côté, le fait que la végétation dissipe l'énergie des vagues fait en sorte que la dynamique sédimentaire est différente de celle aux endroits dépourvus de végétation. À ces endroits, en général, les vagues en provenance du large érodent le sédiment lorsqu'elles

déferlent sur l'estran. En analysant le lien entre le transport sédimentaire et différents processus biologiques (macrophytes, micro-organismes, macrofaunes benthiques), Le Hir et al. (2007) en sont venus à la conclusion que la présence de végétation aquatique protège les sédiments de l'effet d'érosion des vagues de par la réduction de leur énergie lorsqu'elles entrent en contact avec la couverture végétale. Watts et al. (2003) ont aussi déduit que les plantes qui composent les marais salés protègent les berges en diminuant grandement la turbulence et le cisaillement causé par les vagues. Selon Madsen et al. (2001), cette altération de l'hydrodynamisme local a pour conséquence de non seulement favoriser le dépôt des particules en suspension dans l'eau, mais aussi de réduire considérablement la resuspension des sédiments du fond causée par la turbulence de la houle. Cela a pour conséquence que dans les marais, le taux de sédimentation est plus élevé (Coops et al., 1996; Widdows et al., 2008) que sur les berges sans végétation et la taille moyenne des grains présents dans le sédiment est plus petite (Yang et al., 2008).

Le rôle protecteur de la végétation face à l'érosion causée par le mouvement des vagues a été mis en évidence par Turker et al. (2006). Ceux-ci ont effectué des expériences dans un canal à houle et ils ont déterminé que la protection du sédiment augmente avec la densité et la taille des plantes. Van der Wal et al. (2008) ont aussi confirmé, à l'aide d'analyses de photos aériennes, qu'en présence de marais salé, le phénomène d'érosion des berges était réduit. Drapeau (1992) arrive même à la conclusion que la végétation des marais favorise la formation de schorre qui, par la suite, aide à la progression du marais vers le large. De plus, Morris (2007) a démontré que dans certaines conditions, les marais

peuvent résister à une hausse du niveau marin, car dans les cas étudiés, la montée des eaux peut être compensée par le taux de sédimentation plus élevé. La présence d'une couverture végétale peut donc être un bon moyen d'atténuer l'effet d'érosion causé par l'action répétée des vagues sur les berges.

Tableau 1 : Revue de la littérature des études qui mettent en évidence l'atténuation des vagues par la végétation.

Référence	Lieu	Plantes	Méthodes de mesures	Observation*
Wayne (1976)	Adams Beach, USA	<i>Spartina alterniflora</i>	-	Réduction de 71 % de l'énergie des vagues sur 20 m; $\alpha=16,1$ m
Knutson et al. (1982)	Chesapeake Bay	<i>Spartina alterniflora</i>	Perche à houle à deux endroits	Réduction de 94 % de l'énergie des vagues sur 30 m; $\alpha = 10,7$ m
Asano et al. (1988)	Canal à houle	Plantes artificielles : Algues laminaires	Perches à houle situées sur un transect	Atténuation des vagues variables selon plusieurs paramètres $\alpha$ entre 9,9 m et 66,7 m
Moeller et al. (1996)	North Norfolk, Angleterre	<i>Spartina anglica</i> (entre autre)	Capteurs de pression disposés sur un transect	Corrélation négative entre l'atténuation et la profondeur de l'eau
Coops et al. (1996)	Canal à houle	<i>Phragmites australis</i> et <i>Scirpus lacustris</i>	Perche à houle	Diminution jusqu'à 29 % de la hauteur des vagues sur 4 m; $\alpha = 11,7$ m
Mork (1996)	Hustadvika, Norvège	<i>Laminaria hyperborea</i>	Profils de vitesse avec des <i>ultrasonic current meters</i> (UCMs)	45 % à 61 % de réduction sur 258 m; $\alpha = 432$ m à 274 m
Mendez et al. (1999)	Canal à houle	Plantes artificielles : <i>Laminaria hyperborea</i>	Capteurs de pression	Diminution de 2 % à 50 % de la hauteur de vagues selon les conditions
Möller et al. (1999)	North Norfolk, Angleterre	<i>Spartina anglica</i> (entre autre)	Capteurs de pression disposés sur un transect	63 % de réduction sur 200 m; $\alpha = 201$ m donnée de Moeller et al. (1996)

Lovas et Torum (2001)	Maquette en laboratoire (échelle 1 :10)	Plantes artificielles : <i>Laminaria hyperborea</i>	Profil vertical de vitesse avec des ADVs	L'amplitude des vitesses diminue dans la végétation et au-dessus
Möller et Spencer (2002)	Essex, Angleterre	<i>Aster, Suaeda, Puccinellia, Salicornia, Limonium</i>	Capteurs de pression disposés sur deux transects	87 % de réduction sur 163 m; $\alpha = 80$ m
Spratt et al. (2005)	Freiston, Angleterre	<i>Spartina anglica</i> (autres)	Capteurs de pression disposés sur plusieurs transects	87 % de réduction sur 140 m; $\alpha = 68,6$ m
Cooper (2005)	Wash, Angleterre	<i>Salicornia europaea</i> et <i>Suaeda maritima</i> .	Capteur de pression disposé sur plusieurs transects	94,3 % de réduction sur 300 m et 69,0 % de réduction sur 250 m; $\alpha = 105$ m et 213 m
Möller (2006)	Dengie Peninsula, Angleterre	<i>Spartina anglica</i>	Capteurs de pression disposés sur trois transects	Réduction de 2% à 7% sur 10 m; $\alpha = 495$ m à 138 m
Neumeier et Amos (2006)	Freiston Shore, Angleterre	<i>Spartina anglica</i>	Profils des vitesses orbitales en utilisant un ADV	Diminution de 10 % à 20 % de la vitesse orbitale dans la végétation
Widdows et al. (2008)	Tavy estuary, Angleterre	<i>Spartina anglica</i>	Vitesse de l'eau en utilisant un ADV	Diminution de 70 % à 80 % de la vitesse du courant près du fond

\* Dans certains cas, il s'agit de mesures de la hauteur des vagues et dans d'autres cas, il s'agit de mesures des vitesses de l'eau au sein de la végétation.

Plusieurs expériences ont tenté de mesurer cette atténuation induite par la végétation halophyte dans les marais. Le Tableau 1 résume les différentes études à ce sujet. Certains auteurs ont effectué des mesures de hauteur des vagues sur des transects qui traversent la zone intertidale. Par exemple, Cooper (2005) a pu mesurer cette atténuation en disposant des capteurs de pression dans la zone intertidale d'un marais du *Wash* en Angleterre. En appliquant le modèle d'atténuation exponentiel ( $H_b = H_a e^{-x/\alpha}$ , avec  $x$  comme la distance horizontale et  $\alpha$  étant la distance d'atténuation, éq. 3.1), celui-ci obtient 105 m et 213 m comme valeurs du paramètre  $\alpha$ . Ce paramètre représente la distance que les vagues doivent

parcourir pour qu'il ne reste que 36,8 % ( $e^{-1}$ ) de leur hauteur significative de départ. Cooper (2005) arrive à la conclusion que l'atténuation générée par la végétation, donc la valeur de  $\alpha$ , dépend de la hauteur de la végétation, de sa densité et des propriétés de la plantes en contact avec l'eau (rugosité et rigidité). En effectuant des mesures semblables, les études de Moeller et al. (1996) et de Möller (2006) ont mis en évidence le lien entre la réduction de l'énergie des vagues et la profondeur relative de l'eau (hauteur des vagues / profondeur). Wayne (1975) arrive à la conclusion que des vagues ayant de longues périodes et se propageant dans des eaux plus profondes subissent une atténuation semblable à des vagues de courtes périodes qui progressent dans des eaux moins profondes. Finalement, les analyses spectrales de la propagation de vagues dans un marais effectuées par Neumeier et Amos (2006) démontrent que le degré de réduction de l'énergie hydrodynamique est influencé par la période d'oscillation de la houle.

Bien que ces études mettent en évidence certaines tendances dans l'atténuation, il reste que l'effet de la végétation sur les vagues est difficile à prévoir et à modéliser. Teeter et al. (2001), en analysant les études de l'hydrodynamisme dans la végétation halophyte, sont venus à la conclusion que ce phénomène est difficilement modélisable surtout en raison de sa complexité mathématique. Dean et Bender (2006) ont tenté de contourner ce problème en élaborant une méthode qui schématise les végétations comme de simples tubes verticaux. Ils déduisent par la suite la perte d'énergie des vagues causée par la force de traînée générée par le mouvement de l'eau à travers la végétation. Bien que ce modèle théorique donne des résultats intéressants, le fait qu'elle ne tienne pas compte de

l'hétérogénéité verticale des plantes fait en sorte qu'elle est difficilement utilisable dans un modèle numérique s'appliquant aux zones côtières.

Une étude de Kobayashi et al. (1993) fut l'une des premières à tenter de déterminer théoriquement la valeur du coefficient d'atténuation causé par la présence de végétation. Pour ce faire, ils ont fait l'analyse mathématique de la force de traînée causée par la couverture végétale et ils en ont par la suite déduit la perte d'énergie des vagues. Afin de simplifier leurs calculs, Kobayashi et al. (1993) ont, entre autres, utilisé la force de traînée moyenne sur une période d'oscillation au lieu de faire ces calculs de façon continue. Ils ont aussi fait leurs calculs pour des vagues monochromatiques, ce qui permet d'obtenir une solution analytique de l'atténuation des vagues en fonction des caractéristiques de la végétation. Par contre, cette étude n'est pas en mesure d'inclure les autres phénomènes qui agissent lors de l'atténuation de l'énergie des vagues. Ce qui n'est pas le cas d'une autre étude effectuée par Möller et al. (1999) qui inclut l'atténuation des vagues causée par la couverture végétale aux autres sources de dissipation de l'énergie telles la friction avec le fond, le déferlement des vagues et les variations de la topographie. Cependant, cette analyse utilise un modèle d'atténuation linéaire ( $H_b = \alpha(\Delta x) H_a$ ) pour calculer la hauteur résultante des vagues, au lieu du modèle exponentiel décrit précédemment. De plus, cette étude traite la végétation seulement en deux dimensions (comme une surface horizontale), ce qui réduit la justesse des calculs. Kobayashi et al. (1993) quant à eux, avaient tenu compte de la composante verticale de la végétation en intégrant sur la hauteur des plants la dissipation de l'énergie causée par la vitesse de l'eau à cette hauteur. Ce qui implique que la hauteur de la

végétation est un paramètre qui intervient directement dans les calculs de la distance d'atténuation  $\alpha$  (selon un modèle d'atténuation exponentiel).

Mendez et Losada (2004) parviennent, de la même façon que Kobayashi et al. (1993), à formuler une analyse mathématique qui interprète la végétation comme étant un facteur de perte d'énergie de par la force de traînée qu'elle induit au contact avec l'eau. Mais, leur recherche inclut aussi l'effet du déferlement des vagues et du changement de la topographie dans les zones côtières dans les calculs de l'atténuation des vagues. Cela a permis de prédire la courbe d'atténuation des vagues monochromatiques ou irrégulières en considérant les caractéristiques de la végétation, des vagues et de l'environnement. Ce modèle reste tout de même une solution analytique unidirectionnelle qui a été testée avec des mesures effectuées dans un canal à houle. L'implantation de cette solution à un modèle numérique côtier reste difficile. Li et Yan (2007) ont, pour leur part, développé un modèle hydrodynamique en trois dimensions qui permet de prédire le comportement de l'eau en contact avec la végétation en traitant, eux aussi, la végétation comme une source de dissipation de l'énergie des vagues. Les vagues y sont par contre traitées de façon monochromatique. Vo-Luong et Massel (2008) ont récemment réussi à faire l'analyse complète de la progression du spectre de vagues dans une forêt de mangrove en analysant la dissipation des vagues engendrée par leur déferlement et le contact de l'eau avec les troncs et les racines de mangrove. Ils ont aussi été en mesure de valider leurs modèles analytiques de cette dissipation en effectuant des mesures sur le comportement des vagues dans une forêt de mangrove située au Vietnam.

Par contre, il n'existe encore aucun modèle qui soit en mesure de modéliser le comportement du spectre complet de vagues lors de sa progression dans un marais salé. L'objectif de ce travail est donc de construire un modèle numérique qui permettra de simuler la progression des vagues dans un milieu où il y a de la végétation. Pour ce faire, il a d'abord fallu analyser l'interaction des vagues avec la végétation de façon mathématique. Dans cette analyse, la dissipation de l'énergie a été calculée indépendamment pour chacune des vagues de fréquences différentes. De plus, cette dissipation a été considérée sur l'ensemble de la hauteur de la végétation en intégrant sur la verticale, les pertes d'énergie induites par la végétation. Par la suite, un algorithme a été construit afin de calculer, de façon numérique, l'effet de cette dissipation d'énergie sur le comportement des vagues. Le modèle *SWAN* (Holthuijsen, 2007) a été utilisé pour intégrer l'effet de la végétation aux autres conditions environnementales. En effet, *SWAN* est couramment utilisé pour prédire l'aspect des vagues en milieux côtiers face à diverses conditions environnementales, telles le vent et la topographie du milieu. Une fonction supplémentaire, qui sert à calculer la dissipation de l'énergie des vagues au contact avec la végétation, a donc été intégrée à ce modèle déjà existant. Cette approche a pour but de pouvoir appliquer *SWAN* à des zones côtières où sont situés des marais salés. Une série de mesures effectuées dans le marais de l'Isle-Verte a permis d'effectuer les calibrations nécessaires de ce nouveau modèle et de juger de la fiabilité de ces modélisations.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1 Mesures de terrain

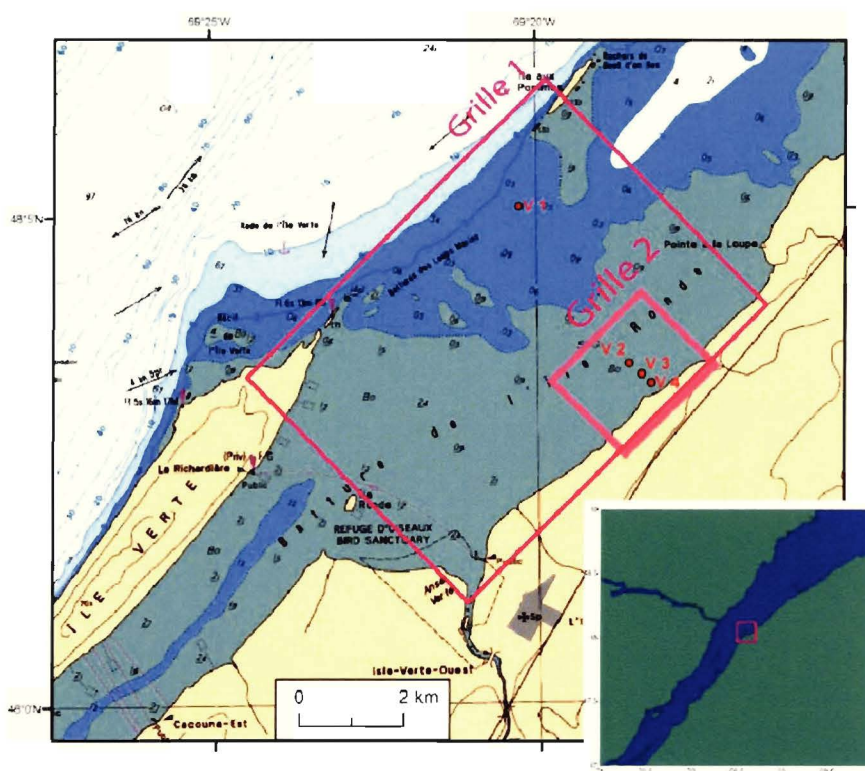


Fig. 1. Carte marine de la batture de l'Isle-Verte et emplacements de l'ADCP (V1) et des trois houlographes (V2, V3, V4). La zone d'étude est couverte par deux grilles : une première plus étendue qui couvre les 4 appareils de mesure et une seconde, plus petite, pour mieux résoudre le marais inférieur.

La zone d'étude se situe sur la rive sud de l'estuaire du St-Laurent, sur la batture de l'Île Ronde près de l'Isle-Verte (48° 05" N, 69° 20" O) (Fig. 1). La batture est composée de sédiments de tailles très variées (du bloc métrique au sable fin) dont la granulométrie moyenne est de 0,5 mm (Drapeau et Morin, 1981). La topographie du secteur est très plate et uniforme et il y a très peu de chenaux de marée. Dans les périodes de marée de vive-eau, le marnage atteint 5 m, la zone intertidale s'étend alors sur 5 km. Celle-ci se caractérise par

la présence d'un marais littoral d'une largeur de 1 km (Fig. 3). La couverture végétale du marais supérieur est composée de *Spartina patens* et d'autres halophytes, dans le marais inférieur, *Spartina alterniflora* est dominante (Fig. 2). Devant le marais se trouvent des herbiers à *Zostera marina*.

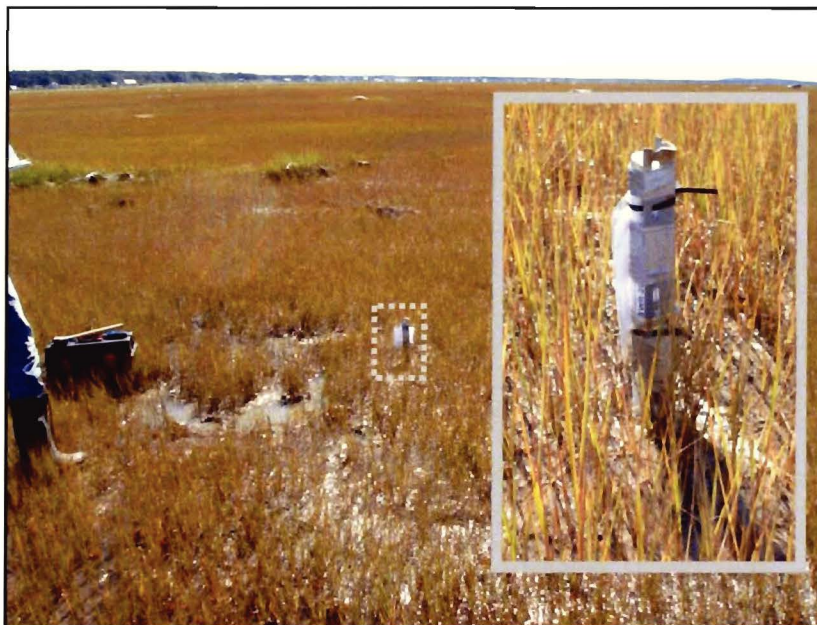


Fig. 2. Photographies du marais de l'Isle-Verte prises le 5 septembre 2007 lors de l'installation des houlographes.

Les mesures de terrain ont été effectuées sur un transect (V1-V2-V3-V4) perpendiculaire à la côte de l'estuaire du St-Laurent au niveau du marais de l'Isle-Verte (Fig. 1 et Tableau 2). Ce transect couvre une distance de 4,2 km avec un dénivelé de 5,3 m (pente moyenne de 1,26 ‰). Le transect V2-V3-V4 est situé dans la partie supérieure de la zone intertidale et couvre essentiellement le marais inférieur. La section entre V1 et V2 est dépourvue de végétation rigide (*Z. marina* est flexible) et le fond y est parsemé de bloc (0,5 m à 2 m). Les vagues ont été mesurées dans la période allant du 6 septembre au 4 octobre 2007, lors de la période pendant laquelle la biomasse végétale est maximale. *Sp. alterniflora* atteignait alors une hauteur entre 14 cm et 31 cm.

Tableau 2 : Caractéristiques des stations V1 à V4. Un ADCP a été installé à la station V1 et trois houlographes ont été installés aux stations V2, V3 et V4.

Station	X MTM 7	Y MTM 7	Distance à partir de V2 (m)	Altitude à partir du zéro des cartes marines* (m)	Temps de submersion**	Commentaire
V1	391385,97	5327922,53	-3630,8	-2,4	100 %	
V2	393504,25	5324973,65	0,00	1,76	53,6 %	9 mètres devant les dernières zones de <i>Sp. alterniflora</i> .
V3	393740,80	5324767,51	313,8	2,43	34,9 %	Milieu du marais inférieur.
V4	393928,31	5324598,60	566,1	2,90	24,0 %	Sommet du marais inférieur.

\* À cet endroit, le niveau moyen de l'eau est situé à 2,4 m.

\*\* Le temps de submersion est défini comme étant la fraction du temps où il y a au moins 20 cm d'eau (hauteur des capteurs de pression au-dessus du sol durant l'expérience).

## Topographie

Un relevé topographique de la région a été accompli à l'aide d'un récepteur GPS de précision. Les mesures ont été réalisées le 12 septembre 2007 en une série de transects perpendiculaires à la côte, espacés de 200 m. Sur chacun d'eux, les mesures ont été faites à chaque 40 m ou lors d'un changement notable

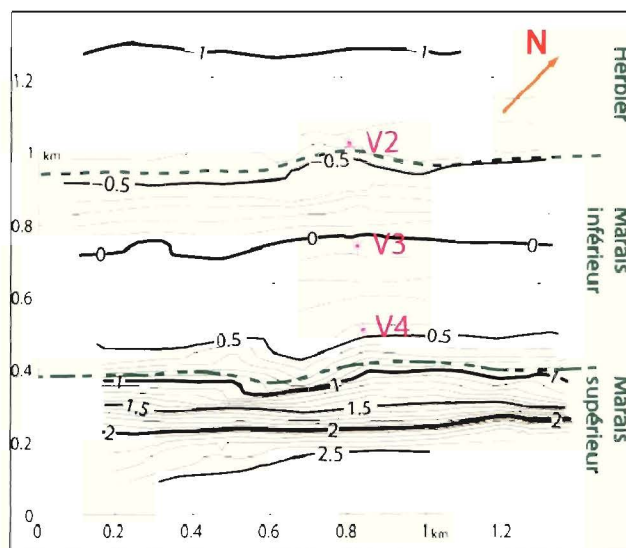


Fig. 3. Topographie de la grille 2 mesurée en 2007. Celle-ci est divisée en mailles de 35 m. Altitude en mètre à partir du niveau moyen de la mer qui est situé à 2,4 m au-dessus du zéro des cartes marines.

Une carte topographique a été réalisée à partir de ces points avec le logiciel *MATLAB* (Fig. 3). Cette carte est représentée numériquement par une matrice de 40 par 39 cellules carrées, dont chacune mesure 35 m de côté.

Pour la région située entre la côte et l'Ile-Verte, une numérisation de la carte marine (Fig. 1) a été utilisée afin d'obtenir la position de points de sondage et des isobathes. La topographie est représentée numériquement par une matrice de 114 par 85 cellules de 70 m de côté. Toutefois, les isobathes n'étant pas des mesures directes, mais des résultats extraits d'analyse de données, la fiabilité de ceux-ci est incertaine. Il est possible que les données d'origine directement mesurées dans cette baie aient été peu nombreuses étant donné le manque d'accessibilité par voie maritime ou que la bathymétrie se soit modifiée depuis l'époque des relevés.

### **Mesures de la végétation**

Une première méthode pour caractériser la couverture végétale consiste à prélever des échantillons de la végétation présente dans le marais. Ceux-ci furent récoltés en deux séances, le 5 septembre et le 5 octobre. Cette collecte a été faite en déposant un cylindre de plastique (de 16,25 cm de diamètre intérieur) sur le marais et coupant au raz du sol les plantes se trouvant à l'intérieur. Pour chacune des huit stations (entre V2 et V4, veg1 à veg8), quatre échantillons ont été récoltés. Par la suite, ces plantes furent mesurées, séchées et pesées en laboratoire afin d'en connaître la biomasse et la densité des plantes par m<sup>2</sup>. La hauteur de la végétation a été définie comme étant la hauteur moyenne des 5 plus grandes plantes parmi chaque échantillon. Les moyennes des quatre répliqués ont été utilisées afin de caractériser la végétation de chaque station.

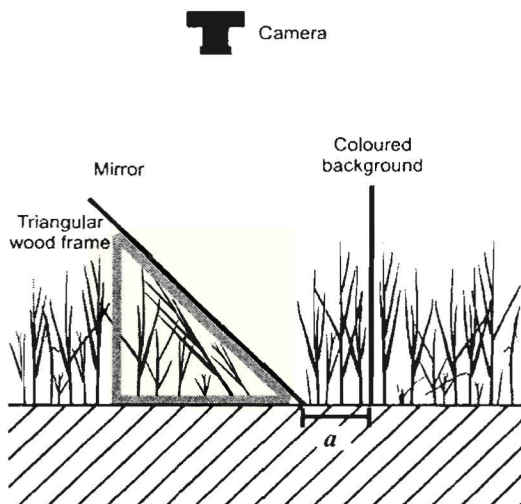


Fig. 4. Montage qui permet de photographier une section de la végétation afin d'en déduire l'obstruction volumique ( $m^2/m^3$ ) causée par la végétation.  $a = 10$  cm.

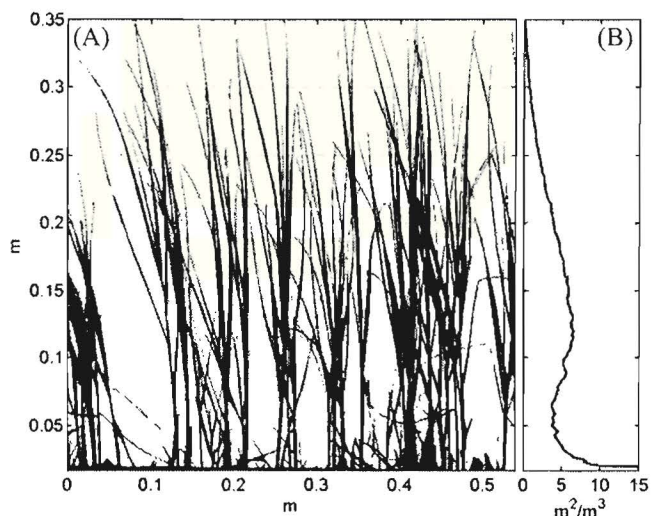


Fig. 5. (A) Exemple d'image binaire d'une section de la végétation (station veg4). (B) Obstruction volumique de la végétation calculée avec 2.1.

Tableau 3 : Caractéristiques des stations veg1 à veg8. L'altitude a été déterminée à partir du relevé topographique.

Station	X MTM 7	Y MTM 7	Distance à partir de V2 (m)	Altitude à partir du zéro des cartes (m)	Hauteur* (cm)	Biomasse** (g/m <sup>2</sup> )	Densité de plantes (plants/m <sup>2</sup> )
veg1	393540,73	5324939,80	49,8	1,94	26,8	67,98	4,22
veg2	393592,82	5324903,78	112,8	1,99	31,0	110,41	482
veg3	393647,29	5324846,50	191,4	2,19	26,1	176,35	579
veg4	393703,89	5324797,30	266,4	2,34	21,0	83,65	639
veg5	393760,39	5324748,10	341,3	2,52	21,8	101,13	675
veg6	393816,99	5324698,90	416,3	2,59	21,0	108,73	747
veg7	393873,59	5324649,70	491,3	2,78	18,4	130,45	856
veg8	393928,31	5324598,60	566,1	2,90	15,9	67,22	1290

\* La hauteur est définie comme étant la hauteur moyenne des 5 plus grandes plantes parmi chaque échantillon.

\*\* La biomasse a été pesée en laboratoire après que les plants aient été séchés.

Le principe de la seconde méthode est de prendre une photographie numérique de la végétation, devant un arrière-plan rouge, à l'aide du montage illustré à la Fig. 4 (Neumeier, 2005). Ce cliché illustre la distribution verticale de la couverture végétale sur une certaine épaisseur  $a$  (de 10 cm pour cette expérience). En utilisant un logiciel de traitement d'image (Image-Pro Express 6.0), les pixels de l'image qui composent la végétation ont été différenciés numériquement de ceux constituant l'arrière-plan. Chacune des photos a été convertie en image binaire de présence/absence de végétaux (Fig. 5). L'obstruction verticale volumique  $O$  a été extraite selon la hauteur (éq. 2.1), avec une résolution verticale de 2 mm pour chaque cliché. L'obstruction pour une station a été obtenue en faisant la moyenne des quatre répliqués.

$$O = -\frac{1}{a} \ln(1 - O_a)$$

$O$ : obstruction verticale volumique $[m^2/m^3]$ $a$ : distance en x sur laquelle l'obstruction a été mesurée [m] $O_a$ : obstruction verticale mesurée sur la distance $a$ [-]
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

2.1

### Mesures des vagues.

Trois houlographes *TWR-2050* de la compagnie *RBR* ont été disposés le 3 septembre 2007 aux stations V2, V3 et V4 au niveau du marais inférieur (Fig. 1) et ils ont été récupérés le 5 octobre 2007. Ils ont mesuré la pression de l'eau à 20 cm au-dessus du sol, 4 fois par seconde (4 Hz) sur une période (burst) de 8,53 minutes (2048 mesures), et ce, à toutes les 30 minutes. Ces données sont utilisées pour calculer la variance spectrale  $E_n$  (éq. 2.3) des vagues. Les houlographes ont également mesuré toutes les 10 minutes la pression moyenne pendant une minute, fonctionnant comme un marégraphe. Afin de compenser le

temps de parcours entre les trois houlographes, un délai de 1'30" (temps de parcours moyen) a été instauré entre le début des bursts des trois houlographes, à partir de V2.

Une fois les données des houlographes téléchargées sur un ordinateur, celles-ci ont subi les analyses mathématiques pour extraire des informations sur les vagues :

1. D'abord, la série temporelle de la pression atmosphérique a été extraite des mesures de pression faites par les houlographes au moment où ils étaient hors de l'eau. La pression atmosphérique a été soustraite des mesures des houlographes afin d'avoir seulement la valeur de la pression causée par la hauteur de la colonne d'eau. Cette hauteur a alors été calculée en utilisant l'équation d'équilibre hydrostatique (éq. 2.2).

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -g\rho \rightarrow p = -g\rho z + p_{atm}$$

$z$ : profondeur (négatif vers le bas)[m] $p$ : pression [Pa] $g$ : accélération gravitationnelle [9,81 m/s <sup>2</sup> ] $\rho$ : densité de l'eau [1025 kg /m <sup>3</sup> ] $p_{atm}$ : pression atmosphérique [Pa]	2.2
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----

2. Chacune des séries de mesures du niveau de l'eau  $\eta(t)$  a subi une analyse spectrale de type « Fast Fourier Transform » (FFT) pour obtenir la variance spectrale  $E_n$  (éq. 2.3). Toutefois, les données de vagues ont été mesurées près du fond et la façon dont celles-ci sont atténuées de la surface vers le fond est différente selon la fréquence des vagues (éq. 2.4). Les analyses spectrales ont donc été corrigées pour les variances spectrales des fréquences inférieures à 0,5 Hz (éq. 2.5). Au-delà de 0,5 Hz, le facteur de correction est trop grand et le bruit électronique de l'appareil deviendrait par la suite trop important (Tucker et Pitt, 2001).

$$\eta(t, \bar{x}) = \sum_{n=1}^{\infty} \sqrt{2E_n \Delta f_n} e^{i(2\pi f_n t - \bar{k}_n \cdot \bar{x})}$$

$\eta(t, \bar{x})$  : position de la surface par rapport au niveau moyen [m] à  $\bar{x}$   
 $\bar{x}$  : vecteur position  
 $f_n$  : n<sup>ième</sup> fréquence [Hz]  
 $E_n$  : variance spectrale à  $f_n$  [m<sup>2</sup> / Hz]  
 $\Delta f_n$  : différence entre  $f_n$  et  $f_{n-1}$  [Hz]  
 $\bar{k}_n$  : nombre d'ondes associé à  $f_n$  (éq.2.15) dans la direction de propagation

2.3

$$E_z(f_n, z) = \left[ \frac{\rho g \cosh[k_n(d-z)]}{\cosh[k_n d]} \right]^2 E(f_n)$$

$E_z(f, z)$  : variance spectrale mesurée à une profondeur  $z$  [Pa<sup>2</sup> / Hz]  
 $E(f)$  : variance spectrale à la surface  
 $d$  : profondeur totale de l'eau [m]

2.4

$$E_{corr}(f) = \left[ \frac{\cosh[k(d-z_h)]}{\cosh[kd]} \right]^{-2} E_{surf}(f)$$

$E_{corr}(f)$  : variance spectrale corrigée.  
 $E_{surf}(f)$  : variance spectrale de la surface calculée avec l'équation d'équilibre hydrostatique 2.2  
 $z_h$  : profondeur du houlographe

2.5

3. Afin de mieux résumer l'aspect des vagues, quelques paramètres utiles furent calculés à l'aide de la variance spectrale telles la hauteur significative  $H_{m0}$  (éq. 2.7) et la période moyenne  $T_{m01}$  (éq. 2.8).

$$m_n = \int_0^{\infty} f^n E(f) df$$

$m_n$  : n<sup>ième</sup> moment du spectre d'énergie [m<sup>2</sup> • Hz<sup>n</sup>]

2.6

$$H_{m0} = 4\sqrt{m_0}$$

$H_{m0}$  : hauteur significative [m]  
 $m_0$  : moment 0 du spectre d'énergie [m<sup>2</sup>]

2.7

$$T_{m01} = m_0 / m_1$$

$T_{m01}$  : période moyenne [s]  
 $m_1$  : moment 1 du spectre d'énergie [m<sup>2</sup>•Hz]

2.8

Un ADCP *Workhorse Sentinel* (RD Instruments) 1200 kHz a été installé du 6 septembre au 9 octobre 2007 à la station V1 (Fig. 1). Cela permet donc de savoir quel a été l'aspect de la houle au large avant d'atteindre la zone intertidale. L'installation de l'ADCP s'est faite au même moment que les houlographes (du 3 septembre au 6 octobre 2007) et il mesurait la hauteur et la direction des vagues à une fréquence de 2 Hz, pendant 10 min à toutes les 30 min. L'analyse spectrale directionnelle a été faite en utilisant les logiciels *WaveMon* et *WaveView* (éq. 2.9).

$$\eta(t, \vec{x}) = \sum_{m=1}^M \sum_{n=1}^N \sqrt{2E_{nm} \Delta f_n \Delta \theta_m} e^{i(2\pi f_n t - \vec{k}_{nm} \cdot \vec{x})}$$

$\eta(t, \vec{x})$ : position de la surface de l'eau par rapport au niveau moyen [m] $E_{nm}$ : variance spectrale à la fréquence $f_n$ dans la direction $\theta_m$ [ $\text{m}^2 / \text{Hz} / \text{deg}$ .] $\Delta \theta_m$ : différence entre $\theta_m$ et $\theta_{m-1}$ [deg] $\vec{k}_{nm}$ : vecteur nombre d'ondes associé à $f_n$ (éq. 2.15) dans la direction $\theta_m$ .	2.9
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----

Dans le cas d'une variance spectrale directionnelle ( $E_{nm}$ ), les paramètres tels que  $H_{m0}$  (éq. 2.7) et  $T_{m01}$  (éq. 2.8) se calculent de la même façon, mais les moments du spectre d'énergie  $m_n$  (éq. 2.6) se calculent avec  $E_{mn}$  (éq. 2.10). De plus, il est possible d'utiliser  $E_{nm}$  pour calculer la direction de propagation moyenne (éq. 2.11, IAHR (1989)).

$$m_n = \int_0^\infty \int_0^{2\pi} f^n E(f, \theta) d\theta df$$

$E(f, \theta)$ : variance spectrale directionnelle [ $\text{m}^2 / \text{Hz} / \text{deg}$ .]	2.10
-----------------------------------------------------------------------------------------------	------

$$\theta_{m01} = \arctan(m_{01}/m_{10})$$

$$m_{pq} = \int_0^\infty \int_0^{2\pi} E(f, \theta) k(f)^{p+q} \cos^p \theta \sin^q \theta d\theta df \quad 2.11$$

## 2.2 Modélisation

### Le modèle numérique SWAN

Le modèle SWAN (*Simulation of WAVes in Nearshore*, Booij et al. (1999)) est basé sur l'équation d'action qui décrit le comportement d'une oscillation quelconque dans l'espace :

$$\frac{\partial N}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(c_x N) + \frac{\partial}{\partial y}(c_y N) + \frac{\partial}{\partial \sigma}(c_\sigma N) + \frac{\partial}{\partial \theta}(c_\theta N) = \frac{S_{en}}{\sigma}$$

<p><math>N(\sigma, \theta)</math> : densité d'action des vagues (<math>= \rho g \cdot E(\sigma, \theta) / \sigma</math>) [<math>J \cdot s / m^2</math>]  <math>E(\sigma, \theta)</math> : variance spectrale  <math>\sigma</math> : fréquence angulaire relative (par rapport au courant). [Hz]  <math>c_x, c_y, c_\theta, c_\sigma</math> : vitesses de propagation selon  <math>x, y</math> et <math>\theta</math> et la fréquence angulaire  relative <math>\sigma</math>  <math>S_{en}</math> : terme de sources d'énergie [<math>J/m^2</math>]</p>	2.12
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------

Dans le cas de vagues, le terme de source ( $S_{en}$ ) inclut les phénomènes qui peuvent ajouter de l'énergie aux vagues (*wind growth*), en dissiper (*white capping, breaking, bottom friction*), transférer de l'énergie d'une fréquence à une autre (*nonlinear triad interactions, nonlinear quadruplet interactions, shoaling, courant*) ou transférer de l'énergie d'une direction à une autre (*diffraction, réfraction*). Chacun de ces processus est calculé de façon indépendante à partir des conditions du milieu. Booij et al. (1999) et Holthuijsen (2007) décrivent de façon détaillée les prémisses analytiques de ces processus ainsi que leur solution numérique utilisée dans SWAN. Ce modèle est écrit en *FORTRAN95* et est publié sous la *GNU Free Documentation License*. Le code source est disponible à l'adresse internet <http://www.fluidmechanics.tudelft.nl/swan/index.htm>.

La Fig. 6 illustre un exemple des résultats d'une simulation effectuée avec SWAN, version 40.51. La grille de calcul s'étend sur une surface de 7,6 km par 4,7 km dans la baie de l'Île-Verte, autour de notre zone d'étude (Fig. 1). Les conditions hydrodynamiques (courants) ont été tirées du modèle STLE400 (Saucier et Chassé, 2000). La topographie du milieu a été obtenue par la méthode décrite précédemment et les conditions de vent mesurées à la station météorologique de l'Île-Rouge ont été obtenues d'Environnement Canada. Les conditions à la frontière NW ont été imposées avec la variance spectrale obtenue avec l'ADCP à 4h00 le 13 septembre 2007. En plus de la hauteur significative et la direction moyenne (représentée à la Fig. 6), il est aussi possible d'obtenir de SWAN d'autres paramètres ( $T_{m01}$ ,  $T_{m02}$ , l'énergie dissipée, la variance spectrale) qui permettent de caractériser la houle présente dans chacune des cellules de la grille.

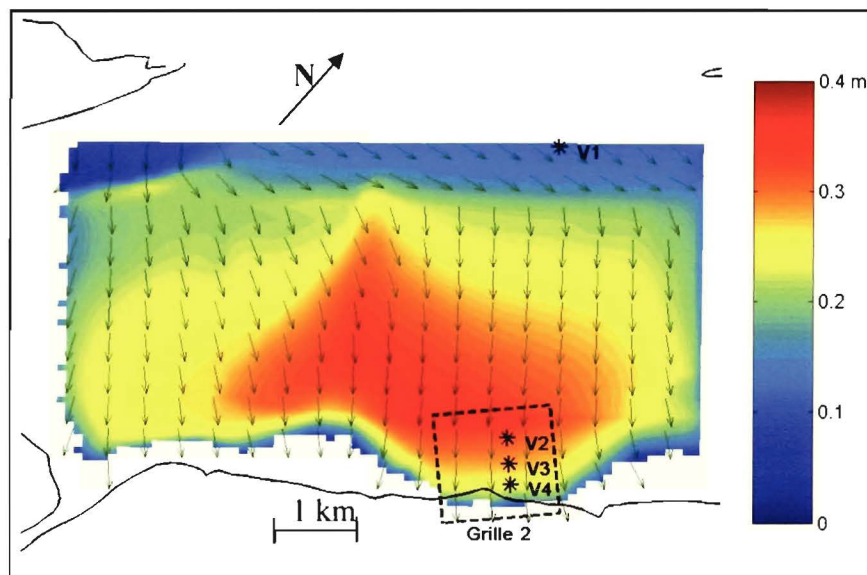


Fig. 6. Modélisation du comportement des vagues dans la grille 1 le 13 septembre 2007 à 4h00 avec les vagues mesurées en V1. Les mailles de la grille mesurent 100 m par 100 m. Les flèches indiquent la direction de propagation dominante et la couleur indique la hauteur significative. Les conditions à la frontière supérieure ont été imposées en utilisant les mesures de terrain de l'ADCP à la station V1. Par contre, les conditions varient le long de cette frontière en raison des ajustements faits par *SWAN* lors des différentes itérations de la modélisation.

### Interaction entre les vagues et la végétation.

Le principal phénomène qui se produit dans la végétation en présence de vagues est la force de traînée (Young et al., 2004) qui induit une dissipation d'une partie de l'énergie des vagues. Cette force de traînée se produit lorsqu'un objet est en mouvement par rapport à son milieu. La force  $\vec{F}_D$  (éq. 2.13) dépend 1° du coefficient de traînée, qui varie selon la morphologie de l'objet et le nombre de Reynolds; 2° de l'aire perpendiculaire au courant de l'objet; 3° du carré de la vitesse de l'eau. L'influence cette dernière est donc prédominante.

$$\vec{F}_D = -\frac{1}{2} C_D A \rho |\vec{u}| \cdot \vec{u}$$

$\vec{F}_D$ : force de traînée [N] $C_D$ : coefficient de traînée [-] $A$ : aire de l'objet, section perpendiculaire au courant [m <sup>2</sup> ]	2.13
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------

Pour calculer la force de traînée, il est nécessaire de connaître la vitesse de l'eau au sein de la végétation. Les vagues induisent un mouvement orbital à l'eau et l'amplitude de ce mouvement diminue avec la profondeur. L'équation 2.14 décrit le comportement de la vitesse horizontale  $u$  et de la vitesse verticale  $w$  induites par la houle (Tucker et Pitt, 2001). Il est important de noter que l'amplitude de la vitesse décroît de façon exponentielle avec un coefficient proportionnel au nombre d'ondes  $k$ . Donc, la vitesse orbitale des vagues de période plus grande (nombre d'ondes plus petit) sera davantage présente au niveau du fond que celle des vagues de courtes périodes.

$$\eta = \frac{\cosh[k(z+d)]}{\sinh[kd]} a \sin[kx - \omega t + \varphi]$$

$$u = \frac{\cosh[k(z+d)]}{\sinh[kd]} a \omega \cos[kx - \omega t + \varphi]$$

$$w = \frac{\sinh[k(z+d)]}{\sinh(kd)} a \omega \sin[kx - \omega t + \varphi]$$

$\eta$ : position verticale de l'eau. [m] $u$ : vitesse horizontale [m / s] $w$ : vitesse verticale. $k$ : nombre d'ondes ( $2\pi$ / longueur d'onde) $z$ : profondeur sous le niveau de l'eau (négatif vers le bas) $d$ : profondeur (positif). $\omega$ : fréquence angulaire ( $2\pi \cdot f$ ) $a$ : amplitude des vagues ( $H_{waves}/2$ ) [m] $\varphi$ : l'angle de déphasage [deg]	2.14
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------

Dans le cas des vagues, le lien entre la fréquence angulaire  $\omega$  et le nombre d'ondes  $k$  est la relation de dispersion, bien connu, qui s'écrit :

$$\omega^2 = gk \tanh(kh) \quad 2.15$$

Le modèle SWAN est basé sur l'équation d'action (éq. 2.12), ce qui signifie qu'il est recommandé d'inclure une source  $S_{en}$  qui ne varie pas dans le temps sinon, cette source devra être incorporée à l'équation d'action sous sa forme spectrale. Afin d'éviter d'avoir à faire l'analyse spectrale de la force de traînée, origine de la dissipation de l'énergie des vagues, il est nécessaire de considérer la force de traînée de façon constante dans le temps; cela simplifie donc sa compatibilité avec les autres termes de l'équation 2.12. Le seul paramètre dans la force de traînée qui, dans le cas des vagues, varie avec le temps est la vitesse de l'eau. Cette vitesse fluctue de façon sinusoïdale. Celle-ci sera remplacée dans les calculs par une valeur de vitesse constante, la vitesse  $u_{rms}$  (*root mean square*). Le calcul est aisé pour une onde harmonique simple :

$$\sqrt{\langle u^2 \rangle} = u_{rms} = \frac{a\omega \cosh[k(z+d)]}{\sqrt{2} \sinh[kd]} \quad 2.16$$

Par contre, la valeur de  $u_{rms}$  est plus complexe à calculer si cette houle est composée de plusieurs ondes de fréquences et de directions différentes.

$$(u_{rms})^2 = \int_0^{2\pi} \int_0^{\infty} \frac{\cosh^2[k(z+d)]}{g^2 \sinh^2[kd]} (2\pi f)^2 E(f, \theta) df d\theta \quad 2.17$$

$E(f,\theta)$  étant la variance spectrale directionnelle des vagues. Comme l'utilisation de cette équation risque d'être trop intensive en calcul dans le cadre d'une division verticale de la végétation,  $u_{rms}$  sera simplifié en considérant la houle comme étant une seule onde, celle qui est prédominante. Celle-ci est considérée comme étant une vague ayant une hauteur égale à  $H_{m0}$  (éq. 2.7) et une période  $T_{m0l}$  (éq. 2.8). Il suffit donc de prendre la formule 2.16 et de remplacer

l'amplitude  $a$  par  $H_{m0}/2$  et le nombre d'onde  $k$  par  $k_{m0l}$  (associé à la période  $T_{m0l}$ ). Cette approximation permettra donc d'avoir un profil de vitesse qui dépendra seulement de la hauteur verticale et non du spectre complet de vagues et de ses divisions de fréquences et de directions ( $df$  et  $d\theta$ ).

Pour calculer l'énergie dissipée par la végétation pour chaque fréquence, il faut multiplier l'équation de la force de traînée, force qui ne dépend pas de la fréquence, et la vitesse orbitale propre à chaque fréquence (éq. 2.18a). Le fait d'avoir une force de traînée qui est indépendante de la fréquence rend possible le calcul de la dissipation pour chacune des fréquences, car autrement, ce calcul serait difficile à faire de façon numérique. En effet, si la force de traînée dépendait d'une fréquence, la dissipation serait composée non seulement d'une partie propre à chaque fréquence (la dissipation pour une fréquence serait égale à la vitesse orbitale de cette fréquence multiplier par la force de traînée à cette même

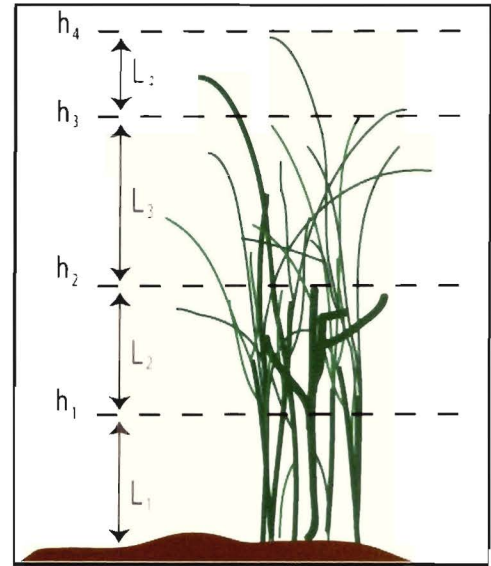


Fig. 7. Division verticale de la végétation en couches de  $L_1, L_2, \dots$  séparées aux hauteurs  $h_1, h_2, \dots$ . Les divisions sont établies aux endroits où la densité de la végétation change.

fréquence), mais aussi de dissipation résultant du produit de la force pour une fréquence et la vitesse orbitale des autres fréquences. Cela découle du fait que la force de traînée totale est la somme des forces de traînée de chaque fréquence ( $F_D = \sum_n F_D(f_n)$ ) et que la vitesse orbitale totale est la somme des vitesses de chaque fréquence ( $u_{total} = \sum_m u(f_m)$ ). La dissipation totale serait donc composée de deux sommations (éq. 2.18), ce qui introduirait des produits croisés (quand  $m \neq n$ ) difficiles à intégrer aux calculs de la dissipation.

La végétation est divisée verticalement en plusieurs couches avec, pour chacune, une densité végétale considérée comme étant homogène (Fig. 7). Nous calculons la dissipation séparément pour chaque fréquence et nous l'intégrons sur la hauteur de chaque couche (éq. 2.18b, les calculs détaillés sont présentés à l'Annexe A.).

<p>(a) <math>\varepsilon_f(h) = F_D(h) \cdot u_f(h)</math></p> <p>(b) <math>\varepsilon_f(L_i) = \int_{h_{i-1}}^{h_i} \frac{1}{2} \rho C_{D_i} A_i (u_{rms}(h))^2 \cdot u_f(h) dh</math></p>	<p><math>\varepsilon_f</math> : l'énergie dissipée [ J / s ]  <math>F_D</math> : la force de traînée  <math>u_f</math> : vitesse maximale pour les vagues  de fréquence <math>f</math> (éq. 2.14) [ m / s ]  <math>h_i</math> : hauteur d'une couche [ m ]  <math>u_{rms}</math> : vitesse <i>rms</i> de l'eau [ m / s ]</p>	2.18
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------

En faisant la somme de la dissipation calculée dans chaque couche verticale, on obtient l'énergie dissipée pour chaque fréquence dans chaque cellule. Le coefficient de traînée ( $C_D$ ) est indéterminé et sa valeur sera définie expérimentalement lors de la calibration du modèle (section 2.3 et 3.3). L'aire perpendiculaire au courant ( $A_i$ ) est estimée comme étant égale à l'obstruction verticale volumique ( $O$ , éq. 2.1) moyenne dans la couche  $L_i$ . En faisant appel à l'équation d'action (éq. 2.12) utilisée par SWAN, il est possible d'intégrer sur l'ensemble de la surface du marais le nouveau terme de perte d'énergie causée par l'interaction entre les vagues et la végétation ( $S_{veg} = \varepsilon(f, \theta)$ ).

## Programmation

Le fonctionnement de SWAN peut se résumer en six étapes principales (Fig. 8):

1<sup>er</sup> lire les paramètres d'entrée (topographie, vent, courants, conditions aux frontières) ; 2<sup>e</sup> calculer le spectre de vagues initial dans chaque cellule; 3<sup>e</sup> calculer les sources et les pertes (dont la végétation); 4<sup>e</sup> calculer les nouveaux spectres de vagues en tenant compte des sources et des pertes; 5<sup>e</sup>

refaire les étapes 2 à 4 avec les nouveaux spectres pour chaque itération; 6<sup>e</sup> calculer les paramètres de sortie requis (ex. : hauteur significative, direction dominante, la période moyenne, etc.). Selon les exigences de l'utilisateur, SWAN peut fonctionner en mode stationnaire ou en mode non-stationnaire. En mode non-stationnaire, les étapes 2 à 4 sont répétées pour chaque pas de temps avec, possiblement, de nouvelles conditions environnementales. Dans le mode stationnaire, les étapes 2 à 4 sont répétées, avec les mêmes conditions, jusqu'à ce que la houle atteigne un certain état d'équilibre.

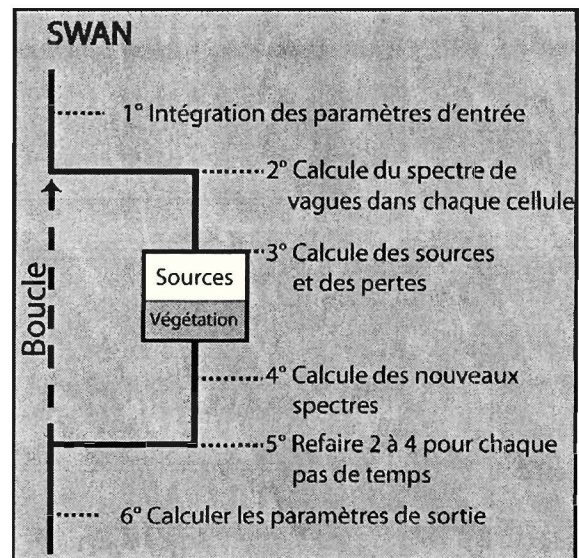


Fig. 8. Schéma du fonctionnement de SWAN pour les étapes 1 à 6. La routine de la végétation s'intègre aux calculs des différentes sources d'énergie à l'étape 3.

Avant de lancer une simulation, l'utilisateur doit préparer un fichier de commande. Ce fichier sert à définir la grille de calcul, les variables environnementales, les phénomènes physiques à calculer et leurs paramètres ainsi que les paramètres calculés à la sortie de la simulation. Le fichier de commande peut aussi contenir des références vers des fichiers

ASCII qui contiennent certains paramètres comme la bathymétrie. SWAN décode les différentes commandes en repérant les mots-clefs prédéfinis et leurs paramètres associés. Par exemple, « WIND [vel] [dir] » signifie que la simulation s'effectuera avec un vent de vitesse `vel` dans la direction `dir`. De même, la commande `CGRID` est utilisée afin de définir la taille de la grille de calcul, le nombre de divisions en `x` et en `y`, son angle par rapport au nord et le domaine de fréquence des vagues simulées.

La façon d'inclure la végétation dans une simulation, détaillée dans l'annexe B, est différente si celle-ci est constante partout sur la grille ou si elle est variable. D'une part, le mot-clef `VEGETATION` permet de définir les paramètres de la végétation sur l'ensemble de la grille. Ces paramètres sont le nombre de divisions verticales (`vegbn`), la hauteur (`vegh[:]`) et la constante de traînée (`vegcv[:]`) de chaque couche. D'autre part, si la végétation est variable sur la grille, il faut utiliser le mot-clef `INPgrid` suivi de du mot-clef secondaire `VEGETation`. Cette commande est utilisée afin de définir la grille d'entrée (le nombre et la taille des cellules, l'angle de la grille selon l'axe des `x`, etc.) des valeurs données aux paramètres de la végétation (`VEGH` et `VEGCV`). `INPgrid` est aussi utilisée pour établir la bathymétrie, le courant, le vent ou le niveau de l'eau, dans le cas où le niveau varie dans le domaine. Par la suite, la commande `READinp`, suivie encore par `VEGETation`, définit, entre autres, le nom du fichier qui contient les valeurs, dans quel ordre elles sont placées dans le fichier (`[idla]`) et leur format (ASCII ou binaire). En utilisant les mots-clefs `INPgrid` et `READinp`, il est donc possible de restreindre la zone de végétation à une partie du domaine et d'en faire varier la hauteur et la densité.

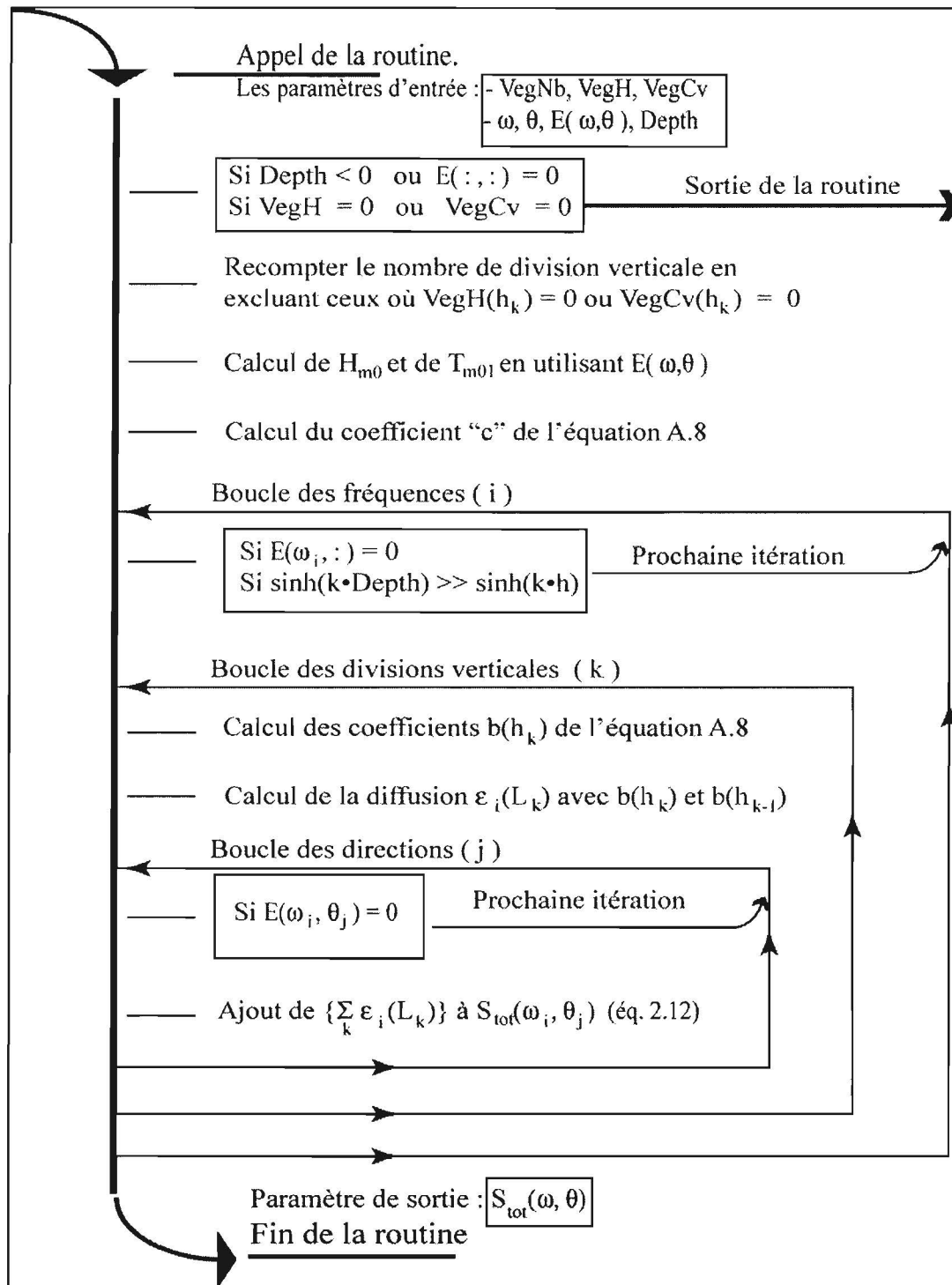


Fig. 9. Schéma du fonctionnement de la routine VegNL, qui modélise la dissipation par la végétation. Celle-ci prend en entrée les paramètres de la végétation (VegNb, VegH, VegCv) les paramètres de vagues ( $\omega$ ,  $\theta$ ,  $E(\omega, \theta)$ ) et la profondeur (Depth).

La nouvelle routine de la végétation VegNL (le code complet de la routine est en annexe C) s'applique séparément pour chaque cellule (Fig. 9). Pour que la routine soit appelée, il faut que la valeur de `vegnb` soit non-nulle; cela signifie qu'il y a de la végétation dans la simulation. La routine reçoit comme valeur d'entrée le spectre de vagues  $E(\omega, \theta)$ , la profondeur à ce point et les paramètres de chaque couche de végétation. La routine est optimisée afin d'éviter les calculs inutiles et pour cela, l'algorithme effectue des tests pour savoir si les calculs valent la peine d'être faits (présence d'eau, de vagues et de végétation à cet endroit).

Par la suite, les paramètres  $H_{m0}$  et  $T_{m01}$  sont calculés afin de remplacer le spectre complet par une vague unique dans les calculs de  $u_{rms}(h)$  (eq. 2.17). La première boucle est celle des fréquences. Encore là, l'algorithme contient des raccourcis qui permettent d'éviter des calculs inutiles. Dans le cas où il n'y a aucune énergie pour cette fréquence, les calculs s'interrompent et passent à l'itération suivante. Il en va de même dans le cas où, pour cette fréquence, l'eau est trop profonde pour que les vagues atteignent la végétation près du fond (si  $\sinh(k \cdot d) \gg \sinh(k \cdot h)$  éq. A.4).

Ensuite, arrive la boucle pour les différentes divisions verticales de la végétation. Les principaux calculs de la dissipation sont alors effectués étant donné que ceux-ci dépendent de la fréquence et de la hauteur. Pour la dernière boucle, celle des directions, il ne reste qu'à utiliser la variance spectrale  $E(\sigma_n, \theta_m)$  de la fréquence et dans la direction en question pour calculer la dissipation  $(\sum_k \varepsilon_i(L_k))$ . Cette dissipation peut alors être ajoutée à la

dissipation totale  $S_{tot}(\omega, \theta)$  calculée par SWAN. Après avoir comptabilisé tous les phénomènes qui influencent l'énergie des vagues, dans toutes les cellules du domaine, le modèle utilise le terme  $S_{tot}(\omega, \theta)$  pour calculer le spectre de vagues présent pour la prochaine itération.

### 2.3 Calibration et validation

Le principe de la calibration d'un modèle est de faire plusieurs simulations numériques en changeant certains paramètres de calibration, et ce, dans le but que la simulation numérique s'approche le plus possible des valeurs mesurées sur le terrain. Dans le cas présent, le paramètre qui doit être calibré est le coefficient de traînée ( $C_D$ ) qui est inconnu pour la végétation aquatique présente dans le marais. La variance spectrale des vagues est utilisée comme outil de comparaison. Les valeurs simulées seront comparées aux valeurs mesurées en utilisant la racine de la somme des carrés des différences (*rmse*) (éq. 2.19). Dans un premier temps, cette erreur a été calculée sur l'ensemble de l'échelle de fréquence, mais pour la suite de la calibration, ce calcul fut réduit à la variance spectrale des fréquences entre 0 et 0,5 Hz. Le but est donc de trouver une valeur de  $C_D$  qui donne une simulation avec une valeur *rmse* minimale.

$$rmse = \left[ \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (y_i - x_i)^2 \right]^{1/2}$$

<p><i>rmse</i> : root mean square error  <math>N</math> : nombre total de valeurs discrétisées de variance spectrale  <math>y_i</math> : <math>i^{\text{ème}}</math> valeur de variance spectrale calculée par SWAN  <math>x_i</math> : <math>i^{\text{ème}}</math> valeur de variance spectrale mesurée sur le terrain</p>
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

2.19

Cette calibration a été faite pour un épisode de vagues importantes qui s'est produit du 23 septembre à 23h30 au 24 septembre à 1h30. Afin de vérifier si le modèle est fiable,

celui-ci a été validé en comparant les mesures de terrain aux vagues simulées pour les autres épisodes où les vagues étaient assez élevées pour se propager vers le marais. La hauteur significative  $H_{m0}$  et la période moyenne  $T_{m01}$  ont été utilisées pour comparer ces spectres.

Par contre, les appareils de mesure utilisés, des houlographes avec capteur de pression, détectent mal les vagues de hautes fréquences, car ils sont positionnés sur le fond où ces vagues sont peu perceptibles. Les mesures de terrain des vagues dont la fréquence est plus haute que 0,5 Hz sont peu fiables. En fait, le facteur de correction qui compense l'atténuation des vagues sur la verticale (éq. 2.5) serait trop important pour ces hautes fréquences et cela amplifierait de manière substantielle les bruits de l'appareil. Aussi, l'atténuation n'a pas été corrigée pour les fréquences supérieures à 5 Hz. De plus, les oscillations qui ont une fréquence plus petite que 0,04 Hz ont aussi été ignorées, car ils sont souvent dus à des effets de marées, ce qui est hors de notre champ d'étude.

Afin de comparer les données simulées avec des mesures fiables, la hauteur significative et la période moyenne seront calculées avec un domaine restreint de la variance spectrale  $E(f)$ . Par conséquent, pour valider le modèle, les énergies des vagues de fréquence plus élevée que 0,5 Hz ont été ignorées (éq. 2.20).

$$m_n^* = \int_{0,04}^{0,5} f^n E(f) df \quad 2.20$$

$$H_{m0}^* = 4\sqrt{m_0^*} \quad 2.21$$

$$T_{m0l}^* = m_0^*/m_l^* \quad 2.22$$

Par la suite, les hauteurs de vagues simulées et les hauteurs mesurées sur le terrain seront comparées graphiquement en utilisant une courbe de tendance et l'indice de corrélation  $R^2$ . Dans le cas idéal, la pente de cette courbe s'approche de 1 et l'indice de corrélation se rapprochant le plus possible de 1. °

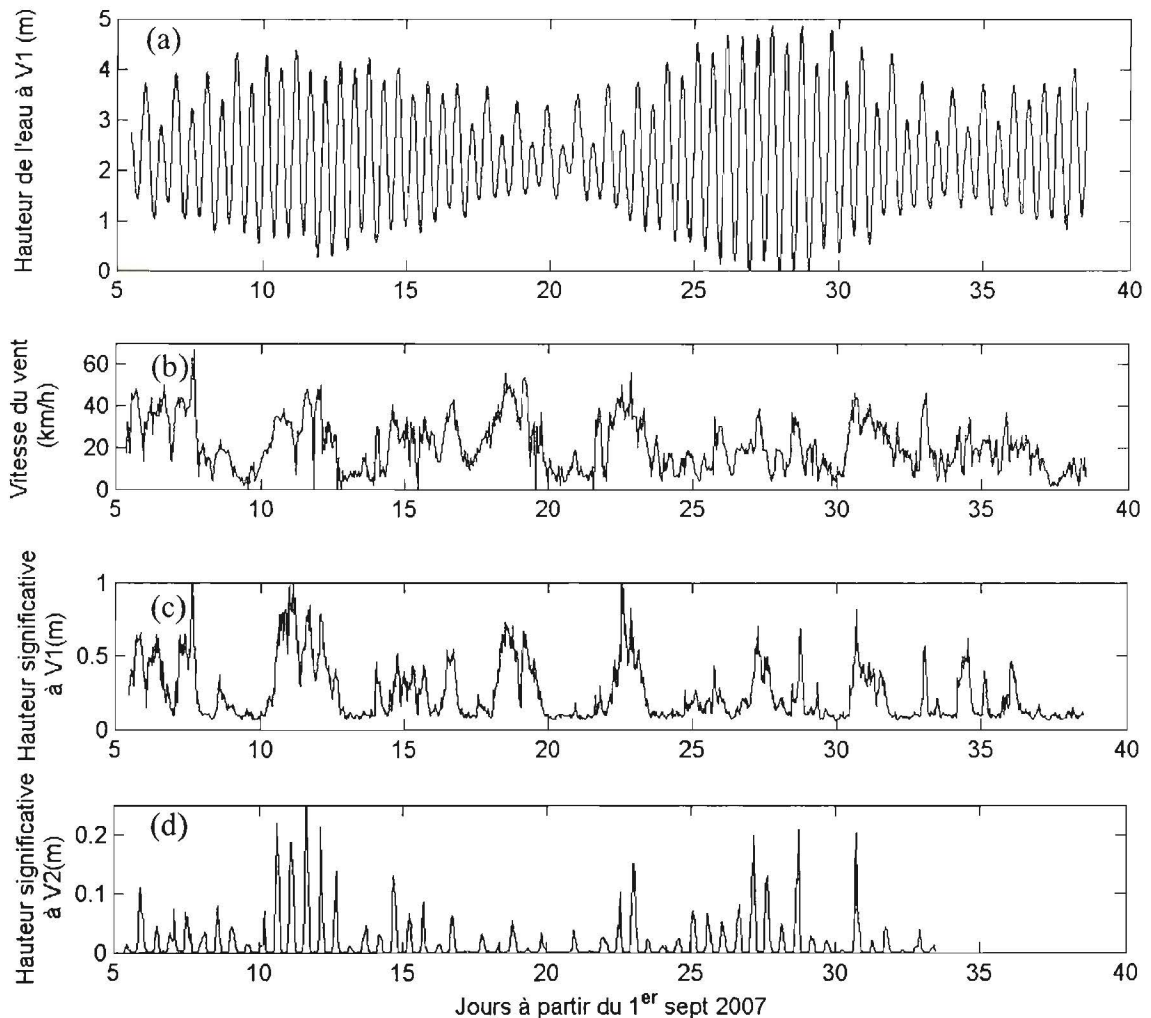


Fig. 10. Variables environnementales mesurées lors de l'expérience de terrain du 5 sept. au 9 oct. 2007. (a) Niveau de l'eau (à partir du zéro des cartes marines) mesuré par l'ADCP à V1. (b) Vitesse du vent mesurée par la station météorologique sur l'Île-Rouge. (c) Hauteur significative (éq. 2.7) mesurée par l'ADCP à V1. (d) Hauteur significative (éq. 2.7) mesurée par un houlographe à V2.

### 3. Résultats

#### 3.1 Mesures de terrain

Les mesures de terrain ont été effectuées du 5 septembre au 9 octobre 2007, durant deux cycles complets de marée de vive-eau / morte-eau (Fig. 10a). Au cours de cette période, la houle a atteint une hauteur significative de 1 m (Fig. 10c). Il y a un lien entre la force du vent et la hauteur des vagues; les épisodes de forts vents conduisent à des épisodes de grande houle (Fig. 10b-c). Par contre, la corrélation entre le vent et la hauteur significative des vagues est statistiquement significative ( $R^2 = 0,48$   $p < 0,01$ ). La Fig. 11 montre que lors des mesures des vagues, les vents provenaient majoritairement du sud-ouest. Une portion importante des vents viennent du nord-ouest, pratiquement dans la même direction que le transect V1-V4. La hauteur des vagues à la station V2 (Fig. 10d) est

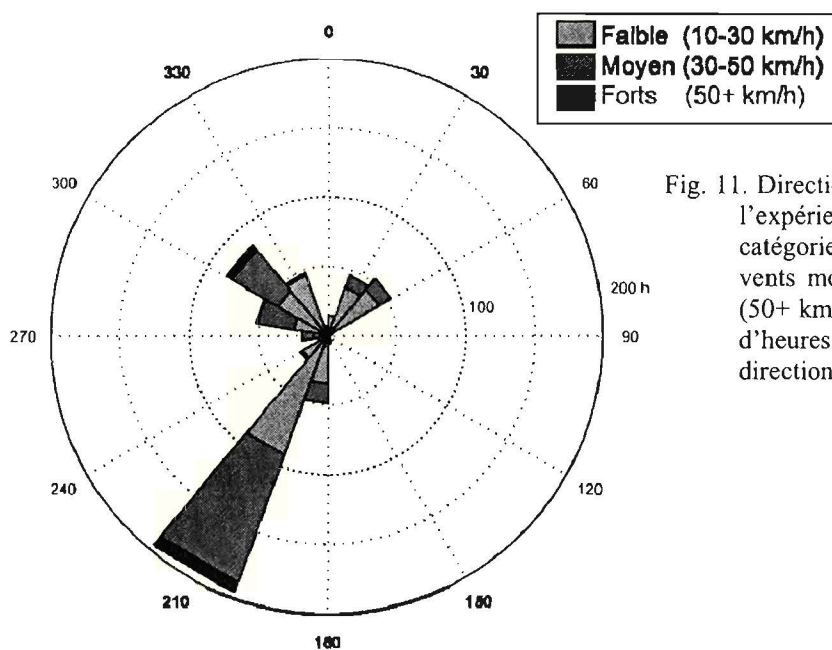


Fig. 11. Direction d'où proviennent les vents pendant l'expérience. Les vents sont séparés en trois catégories : les vents faibles (10-30 km/h), les vents moyens (30-50 km/h) et les vents forts (50+ km/h). L'axe radial représente le nombre d'heures où les vents étaient dans cette direction.

évidemment liée à celle mesurée à V1, mais aussi au cycle de marée, car V2 est hors de l'eau à marée basse.

Les stations où un houlographe a été déployé (V2 à V4) et celles où une analyse de la végétation a été faite (veg1 à veg8) se trouvent sur un même transect perpendiculaire à la côte (Fig. 1). Pour cette partie du transect, le sol possède une pente de 2,0 ‰ plutôt

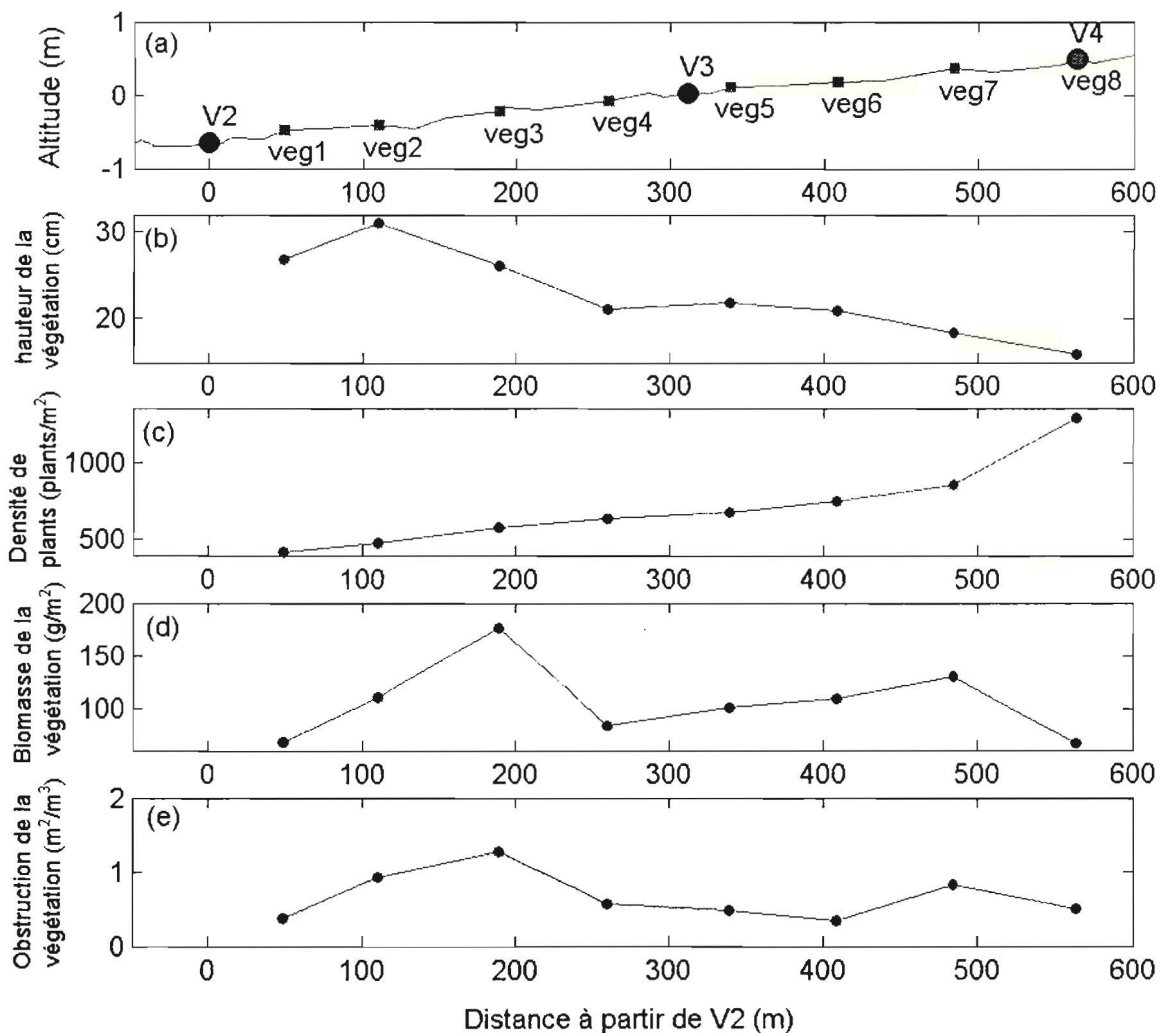


Fig. 12. Paramètres environnementaux mesurés le long du transect V2-V3-V4. (a) Altitude par rapport au niveau d'eau moyen. (b) Hauteur moyenne de la végétation. (c) Nombre de plants par  $m^2$ . (d) Biomasse de la végétation. (e) Obstruction verticale total causée par la végétation (éq. 2.1, intégrée sur la verticale).

régulière (Fig. 12a). La végétation de la batture est plus haute dans les zones les plus basses et plus petites dans les zones les plus élevées (Fig. 12b). Par contre, la densité de plantes est plus élevée dans les stations supérieures (Fig. 12c). Il y a donc une forte corrélation négative entre la hauteur des plantes et leur densité au sol ( $R^2 = 0,837$ ,  $p < 0,01$ ). Il n'y pas de tendance claire dans la distribution de la biomasse et le maximum se trouve à la station veg3 (Fig. 12d).

Les photos prises aux stations veg1 à veg8 ont permis d'obtenir la distribution verticale de l'obstruction causée par la végétation (Fig. 13). La distribution de l'obstruction de la végétation le long du transect montre (Fig. 12e) qu'il y a une corrélation entre

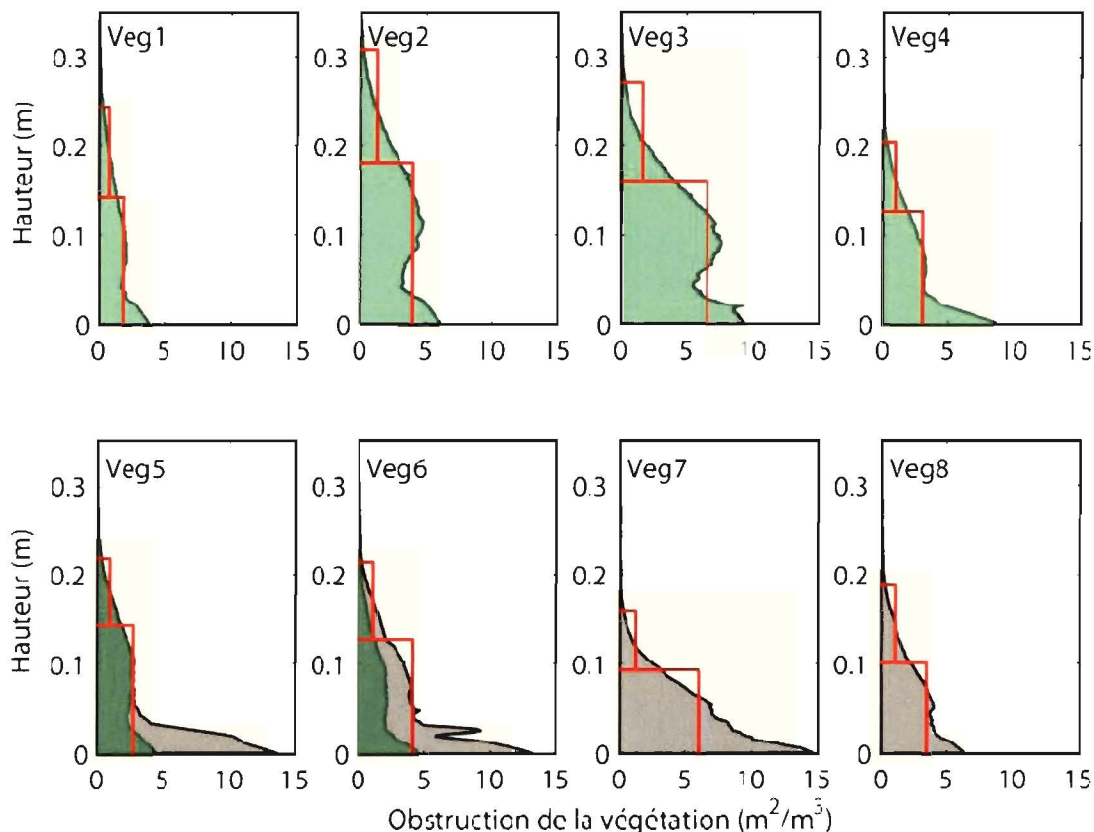


Fig. 13. Distribution verticale de l'obstruction mesurée à partir des photographies prises aux stations veg1 à veg8. Les courbes vertes représentent les mesures de terrain faites le 5 sept. 2007 et les courbes noires illustrent les mesures faites le 5 oct. 2007. La ligne rouge représente les deux couches d'obstruction utilisée pour la modélisation.

l'obstruction et la biomasse ( $R^2 = 0,6922$   $p=0,01$ ). Dans tous les cas, le maximum de l'obstruction se situe près du sol et pour les stations veg1 à veg6, il y a un deuxième maximum vers 8-12cm. Pour les stations veg5 et veg6, les mesures de l'obstruction ont été répétées à un mois d'intervalle et celles-ci sont plus élevées le 5 octobre que celles prises un mois plus tôt. Il est donc possible que l'obstruction de la végétation ait été légèrement plus élevée à la fin de l'expérience qu'au début. Pour la modélisation, la végétation a été simplifiée en deux couches avec pour chacune, la valeur moyenne de l'obstruction mesurée. Pour les stations veg5 et veg6, les valeurs des couches ont été calculées à partir des mesures du 5 octobre afin d'avoir une certaine cohérence avec les stations veg7 et veg8, qui se situent également entre V3 et V4.

Les houlographes ont fait la mesure des vagues à chaque demi-heure tout au long de l'expérience. Durant cette période, les périodes de forte houle sont d'un plus grand intérêt. Par exemple, les données prises le 13 septembre 2007 à 4h00 montrent la progression de vagues en provenance du nord-ouest (Fig. 14) de la station V1 jusqu'à la station V4. Les vagues proviennent du nord-ouest ( $324,8^\circ$ ), ce qui se rapproche de la direction des vents qui arrivent avec un angle de  $300^\circ$ . La houle possède donc un bon angle pour que sa propagation se fasse dans la même direction que le transect V1-V4. Lors de son cheminement, la hauteur significative de la houle en V1 est plus faible qu'en V2 (Fig. 15). Par la suite, celle-ci diminue au fur et à mesure qu'elle perd de l'énergie entre V2 et V4. De plus, de V1 à V4, la fréquence moyenne des vagues augmente, car les vagues de basse fréquence sont plus fortement atténuées que celles de haute fréquence.

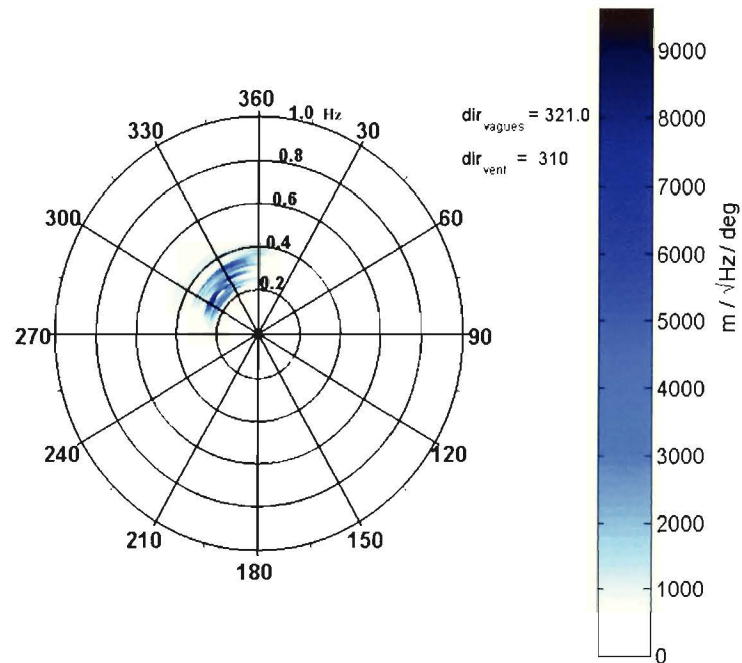


Fig. 14. Spectre directionnel des vagues mesurées en VI le 13 septembre 2007 à 4h00 (HM). La direction des vagues ( $dir_{vagues}$ ) est définie avec l'éq. 2.11 et celle des vents ( $dir_{vent}$ ) a été mesurée à la station météo de l'Île-Rouge.

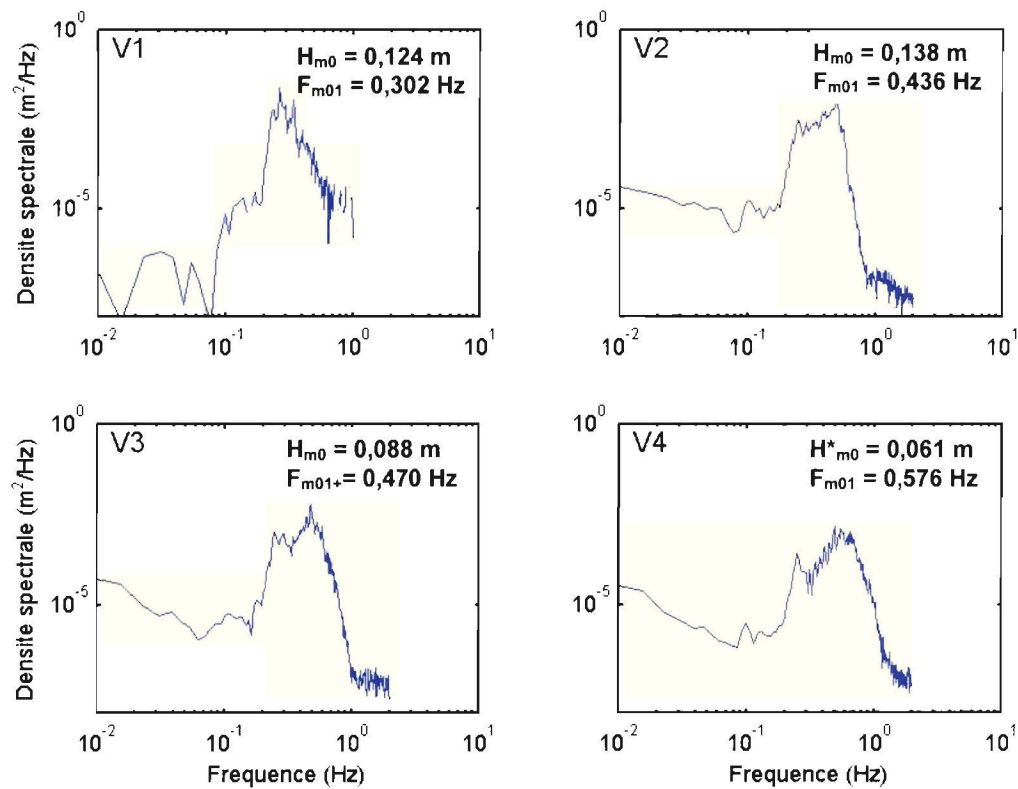


Fig. 15. Spectre de vague pour les stations V1, V2, V3 et V4 et hauteur significative (éq. 2.7) pour les mesures faites le 13 septembre 2007 à 4h00. La fréquence moyenne  $F_{m01}$  est définie comme étant  $1/T_{m01}$  (éq. 2.8).

Tableau 4 : Caractéristiques des vagues mesurées pour une sélection des bursts de l'expérience de terrain (cf. texte).

Burst	Date	V1				V2		$\alpha$ V2-V3 * (m)	V3		$\alpha$ V3-V4 * (m)	V4	
		Hauteur d'eau	H <sub>m0</sub>	F <sub>m01</sub>	Dir	H <sub>m0</sub>	F <sub>m01</sub>		H <sub>m0</sub>	F <sub>m01</sub>		H <sub>m0</sub>	F <sub>m01</sub>
30	06 sept 23:30	3,73	0,067	0,340	254	0,098	0,487	764	0,065	0,522	853	0,045	0,641
105	08 sept 13:00	3,225	0,091	0,283	322	0,062	0,463	608	0,037	0,579	240	0,010	1,013
155	09 sept 14:00	3,424	0,048	0,461	74	0,079	0,525	657	0,049	0,634	210	0,011	0,980
254	11 sept 15:30	4,033	0,082	0,335	66	0,184	0,448	967	0,133	0,465	666	0,083	0,523
278	12 sept 03:30	4,364	0,233	0,163	14	0,175	0,286	1176	0,134	0,306	912	0,095	0,355
303	12 sept 16:00	3,996	0,143	0,262	310	0,210	0,425	747	0,138	0,470	974	0,100	0,511
327	13 sept 04:00	3,863	0,124	0,302	321	0,126	0,436	590	0,074	0,470	403	0,034	0,576
352	13 sept 16:30	4,154	0,044	0,399	237	0,138	0,484	462	0,070	0,503	1128	0,053	0,556
450	15 sept 17:30	3,977	0,049	0,314	309	0,111	0,446	1080	0,083	0,486	3096	0,075	0,540
474	16 sept 05:30	3,479	0,036	0,397	309	0,057	0,490	683	0,036	0,601	418	0,017	0,869
499	16 sept 18:00	3,741	0,057	0,354	265	0,088	0,504	468	0,045	0,551	774	0,030	0,705
548	17 sept 18:00	3,698	0,060	0,346	297	0,050	0,467	755	0,033	0,535	518	0,018	0,675
824	23 sept 12:30	2,796	0,079	0,348	313	0,051	0,599	335	0,020	0,895	105	0,001	0,806
849	24 sept 01:00	3,699	0,063	0,352	317	0,152	0,440	848	0,105	0,492	774	0,070	0,581
973	26 sept 15:00	3,963	0,022	0,389	13	0,051	0,378	2125	0,044	0,397	3292	0,040	0,427
1022	27 sept 15:30	3,491	0,012	0,527	61	0,062	0,460	-1921	0,073	0,490	3659	0,067	0,520
1047	28 sept 04:00	3,378	0,057	0,380	18	0,167	0,419	4208	0,155	0,445	1267	0,121	0,464
1071	28 sept 16:00	3,718	0,053	0,239	29	0,114	0,287	1541	0,093	0,348	1923	0,079	0,328
1220	01 oct 18:30	3,469	0,067	0,344	249	0,076	0,452	4611	0,071	0,499	1552	0,058	0,527

\*  $\alpha$  est la distance pour que la hauteur significative ait diminué d'un facteur  $e^1$  (2,7183) calculée entre les deux stations (distance d'atténuation).

Le Tableau 4 montre les caractéristiques des vagues mesurées par l'ADCP et les trois houlographes à certains bursts lors de l'expérience de terrain. Ces bursts sont tous sensiblement aux mêmes heures de marée, soit HM-2 (deux heures avant la marée haute); le plus souvent, c'est à ce moment que les vagues étaient les plus présentes. Dans tous les cas, la hauteur significative est plus petite à V1 qu'à V2. Ce phénomène peut être dû à l'augmentation de la hauteur des vagues lorsque le train d'ondes arrive dans une zone moins profonde (*shoaling*). Ce phénomène est généralement bien modélisé par *SWAN*, comme le montre la Fig. 6 où la hauteur des vagues augmente lors de leurs progressions vers la rive. Par contre, la hauteur des vagues diminue de V2 à V4 avec différente atténuation, sauf pour le burst 1022 où les vagues sont plus hautes à V3 qu'à V2. La distance d'atténuation est la distance pour que la hauteur significative ait diminué d'un facteur  $e^1$  (2,7183), calculée entre les deux stations en supposant que l'atténuation des vagues se fasse de façon exponentielle:

$$H_{m0}(b) = H_{m0}(a) e^{-x/\alpha}$$

$\alpha$ : distance d'atténuation entre les stations $a$ et $b$ $x$ : distance en mètre à partir de $a$ vers la station $b$ $H_{m0}(a)$ : Hauteur significative à la station $a$	3.1
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----

En ayant les hauteurs significatives à la station V2 et V3, il est possible de calculer la distance d'atténuation  $\alpha$  :

$$\alpha = x \cdot \left[ \ln \left( \frac{H_{m0}(a)}{H_{m0}(b)} \right) \right]^{-1}$$
3.2

La distance d'atténuation  $\alpha$  varié de 335 m à 4611 m (médiane de 764) entre les stations V2 et V3 (sauf pour le burst 1022 où  $\alpha$  est négatif) et elle varie de 105 m à 3659 m (médiane de 853) les stations V3 et V4. Le fait que l'atténuation du burst 1022 soit négative indique que lors de leur progression, la hauteur significative des vagues a augmenté. Cela peut être dû à la direction de cette progression qui ne se situe pas dans l'axe du transect; les vagues arrivent à 60° à V1 alors que le transect est orienté à 300°; Les vagues à V3 ne sont pas les mêmes que celles qui sont passées par V2. La fréquence dominante est, le plus souvent, plus basse à V1 et elle va en augmentant vers V4.

### 3.2 Modélisation sans l'effet de la végétation

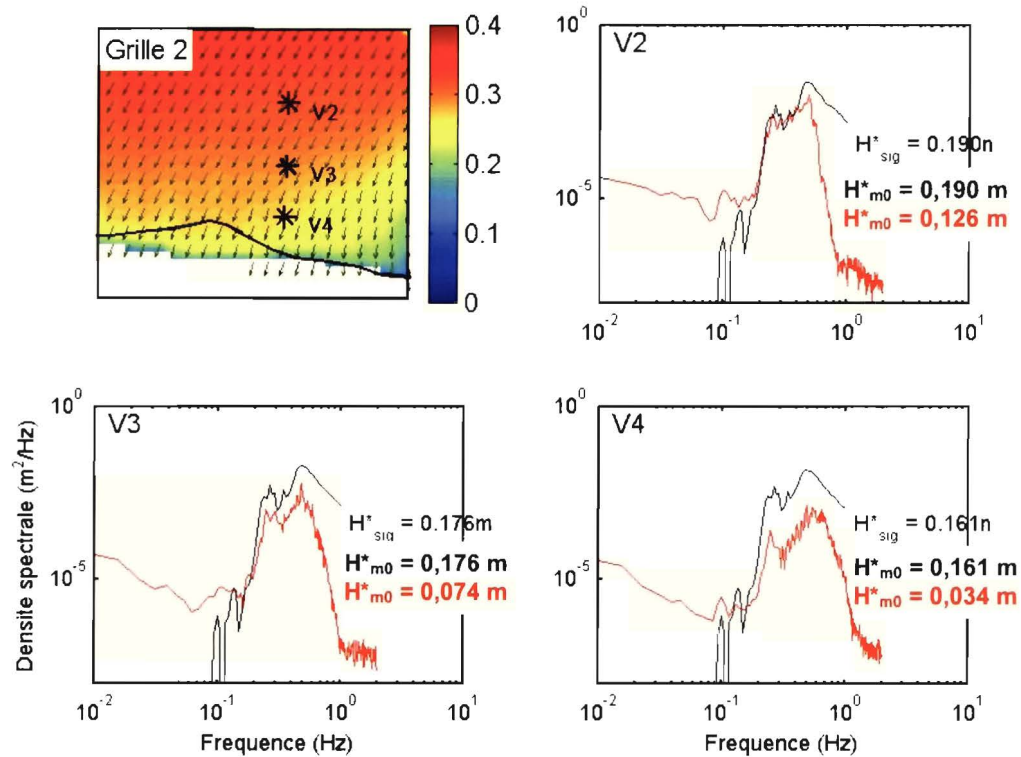


Fig. 16. Modélisation du 13 septembre 2007 à 4h00 (HM). La carte de la grille 2 illustre la hauteur significative et la direction obtenue lors de la simulation sur l'ensemble de la zone. Les mailles de la grille mesurent 50m par 25m. La courbe noire représente les résultats modélisés et la courbe rouge représente les résultats mesurés.

Une première série de modélisations a d'abord été faite sans considérer la végétation. La Fig. 16 illustre plus précisément les résultats de la modélisation des vagues présentes le 13 septembre 2007 à 4h00 (Fig. 6). Dans ce cas, la direction de propagation est pratiquement la même que pour le transect V2-V4. La hauteur des vagues modélisées (calculée sans les énergies des vagues de plus de 0,5 Hz, éq. 2.21 et des vagues de moins de 0,04 Hz, cf. section 2.3) diminue légèrement à l'approche du rivage, mais la majorité de l'énergie se dissipe au-delà de V4, dans la partie la plus rapprochée de la côte. En comparant le spectre de vagues mesuré en V2 et celui simulé

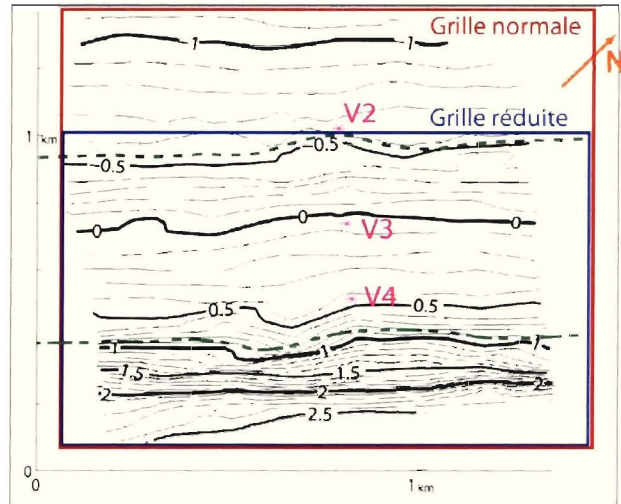
au même endroit, ceux-ci concordent pour les fréquences entre 0,1 Hz et 0,5 Hz. Pour les fréquences plus basses, les données mesurées dépassent légèrement celles simulées et pour les plus hautes fréquences, les données mesurées sont en deçà des valeurs prévues par le modèle SWAN. Au total, la simulation surestime la hauteur des vagues d'un facteur de 1,7. Pour les stations V3 et V4, la différence entre les deux courbes s'accroît davantage; l'énergie simulée par le modèle est pratiquement toujours plus élevée que celle mesurée. La surévaluation de la hauteur significative passe à la station V3 à un facteur de 2,9 et de 5,7 à V4.

Le Tableau 6 représente, en résumé, la modélisation de plusieurs bursts. Les bursts modélisés ont été choisis en raison de leur direction de propagation (entre 300° et 360° à V1), pour qu'elle soit proche de la direction du transect V1-V4, et aussi de leur hauteur significative (au-dessus de 5 cm à V4), pour que l'atténuation des vagues soit perceptible. Pour toutes les stations, la hauteur significative simulée sans végétation est toujours plus élevée que celle mesurée par les houlographes et l'écart entre les deux va en augmentant en s'approchant de la berge.

La corrélation ( $R^2$ ) entre les hauteurs significatives mesurées et celles simulées sans végétation est meilleure pour la station V2 (Fig. 22). C'est aussi à cette station que la pente de la courbe qui relie les deux séries de hauteurs significatives est le plus près de 1 ( $m = 1,66$ ). Pour les stations V3 et V4 cette pente va en augmentant pour atteindre 3,03 à la station V4. Et c'est aussi à la station V4 que la corrélation entre les valeurs mesurées et celles simulées sans végétation est la moins bonne.

### 3.3 Calibration

Pour la calibration de la fonction VEGNL, les simulations ont été calculées sur une partie de la grille 2 seulement avec les mesures effectuées à la station V2 (Fig. 17). Ainsi, la différence entre les simulations avec la grille normale et



les mesures à V2 (Fig. 16 et Tableau 6) ne sera pas prise en considération, car ces erreurs ne sont pas dues à la

Fig. 17. Disposition des deux grilles de calcul. La grille réduite utilise les données enregistrées à la station V2 comme conditions à la frontière supérieure. La grille normale utilise les données simulées par la modélisation de la grille 1 (Fig. 1). Cette dernière utilise les données de la station V1 comme conditions à la frontière supérieure.

végétation. Ces erreurs sont considérées comme étant intrinsèques au modèle et elles ne doivent pas être compensées par la calibration de la végétation. Les séquences (bursts) qui ont été choisies sont celles qui s'étendent du 23 septembre à 23h30 au 24 septembre à 1h30 (burst 846 à 850, jour 23 sur la Fig. 10). Durant cette période, les vagues ont atteint une hauteur significative de 13,4 cm à V2, ce qui est suffisant pour détecter la dissipation générée par la végétation. Cet épisode se situant entre les heures de marée HM-1 et HM+1.

La Fig. 18 illustre les spectres des stations V3 et V4 des 5 bursts utilisés pour la calibration avec, pour chacune, les mesures de terrain, les simulations sans végétation et celles avec la végétation. Par contre, pour le burst 846, la propagation des vagues de la

station V3 vers V4 ne sera pas prise en compte, car l'énergie des vagues se situe principalement au-dessus de 0,5 Hz. Cette portion du spectre est difficile à mesurer par les houlographes (les houlographes sont situés près du fond et les vagues de courtes périodes y sont pratiquement imperceptible, cf. section 2.3) et il est préférable de ne pas calibrer le modèle avec ces vagues. Dans l'ensemble, la calibration tend à rapprocher grandement les données de terrain des simulations. Bien qu'à plusieurs reprises les hauteurs significatives de données mesurées et de celles simulées soient différentes, la forme du spectre de vagues concorde entre la fréquence 0,1 et 0,5 Hz. Par contre, le spectre à la station V4 ne coïncide que pour une petite partie du spectre pour les bursts 847, 849 et 850. Il y a donc une bonne partie du spectre dont l'énergie est sous-estimée.

Pour ce qui est des valeurs du coefficient de traînée ( $C_D$ ) obtenue lors de ces calibrations (Tableau 5), celles-ci sont plus élevées au début et à la fin pour la station V3. A la station V4, au contraire, le  $C_D$  maximum se situe plutôt au centre (848). Les valeurs des coefficients de traînée qui sont utilisées pour valider le modèle sont donc les moyennes de celles obtenues lors de la calibration. Pour la végétation entre V2 et V3,  $C_D$  est donc 0,0637 et 0,235 pour la partie entre V3 et V4.

Burst	$C_D$ calibré pour la section V2-V3	$C_D$ calibré pour la section V3-V4
846	0,0688	-
847	0,0759	0,236
848	0,0491	0,354
849	0,0488	0,185
850	0,0760	0,168
<b>Moyenne</b>	<b>0,0637</b>	<b>0,235</b>

Tableau 5 :  $C_D$  obtenu lors de la calibration des bursts 846 à 850.

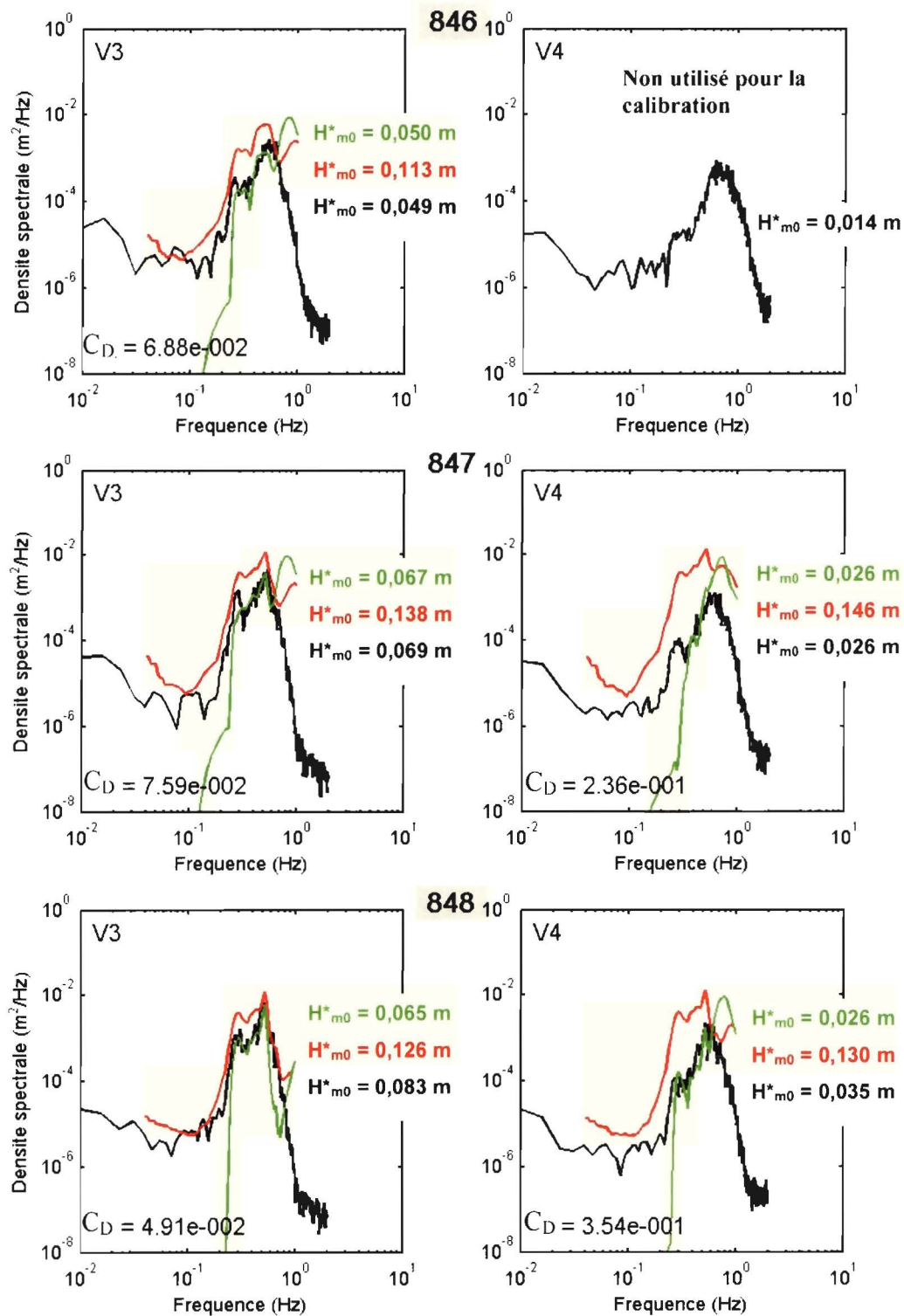


Fig. 18. (début)

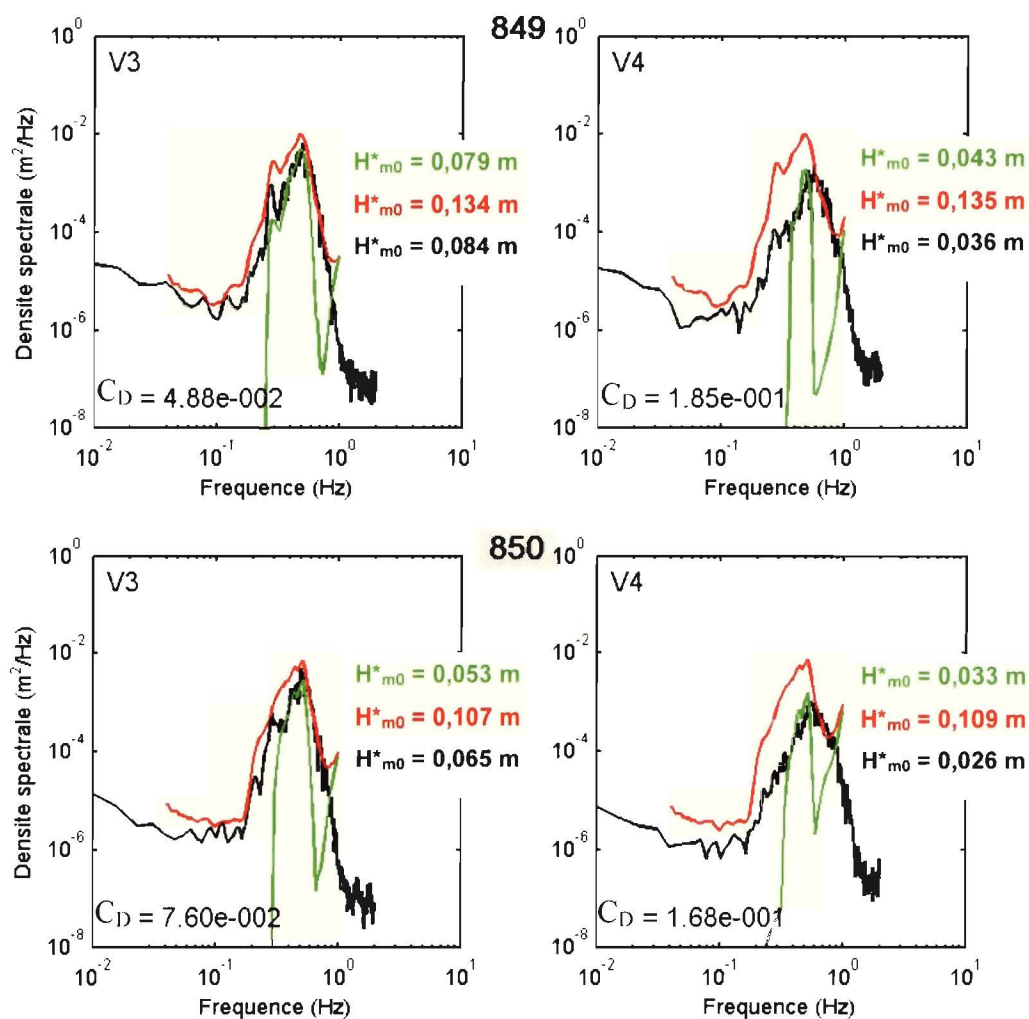


Fig. 18. Burst 846 à 850 (du 23 septembre à 23h30 au 24 septembre à 1h30) utilisés pour calibrer le modèle avec la végétation. Les courbes noires illustrent les mesures de terrain, les courbes rouges illustrent les simulations sans végétation et les vertes illustrent les simulations avec la végétation calibrée. Les valeurs de  $C_D$  donnent les valeurs du coefficient de traînée utilisées pour la portion qui précède la station.

### 3.4 Validation

#### Domaine réduit

Pour valider le modèle, tous les bursts du Tableau 6 ont été utilisés à l'exemption des bursts 846 à 850 qui ont été utilisés pour calibrer le modèle. Pour une première validation, les simulations ont été faites en utilisant la grille réduite du marais (Fig. 17) et les données mesurées à la station V2 ont été utilisées comme conditions à la frontière supérieure. En utilisant comme exemple la période du 13 septembre 2007 à 4h00 (Fig. 19), l'écart entre la simulation et les mesures de terrain est considérablement réduit lorsque la végétation est incluse dans les calculs. La hauteur significative est donc passée de 0,100 m à 0,054 m à la station V3 et elle est passée de 0,099 m à 0,033 m à la station V4.

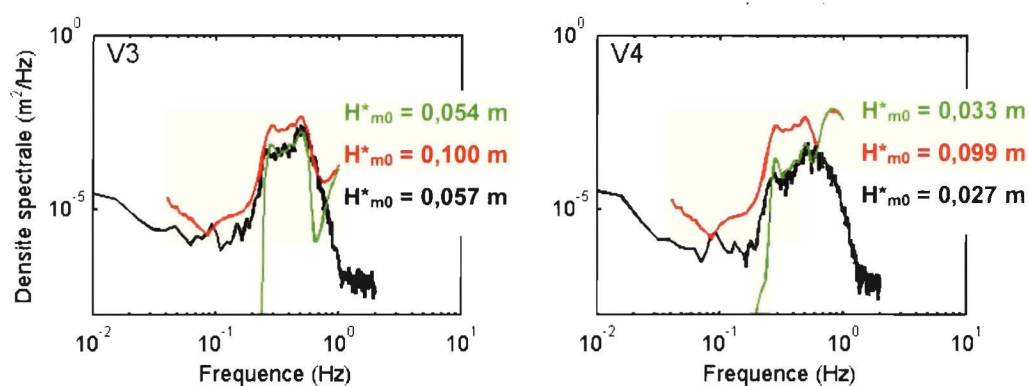


Fig. 19. Modélisation du 13 septembre 2007 à 4h00 (HM) en considérant la végétation et en utilisant la grille réduite (Fig. 17). La courbe noire représente les résultats mesurés, la courbe rouge les données simulées sans végétation et la courbe verte les données simulées en considérant la végétation.

La Fig. 20 illustre graphiquement la relation entre les valeurs mesurées et celles simulées. La station V2 n'est pas illustrée ici, car par définition, la hauteur significative simulée est égale à la hauteur significative mesurée; les simulations ont été faites avec la grille réduite (Fig. 17). À la station V3, la pente de la courbe de tendance était de 1,48 et elle passée à 1,08 avec l'ajout de la végétation. De plus, le coefficient de détermination  $R^2$  est passé de 0,873 à 0,902. À la station V4, la pente de la courbe de tendance était de 2,16 et elle passée à 1,35 avec l'ajout de la végétation. De la même façon qu'à V3, le coefficient de détermination  $R^2$  à la station V4 est passé de 0,513 à 0,902.

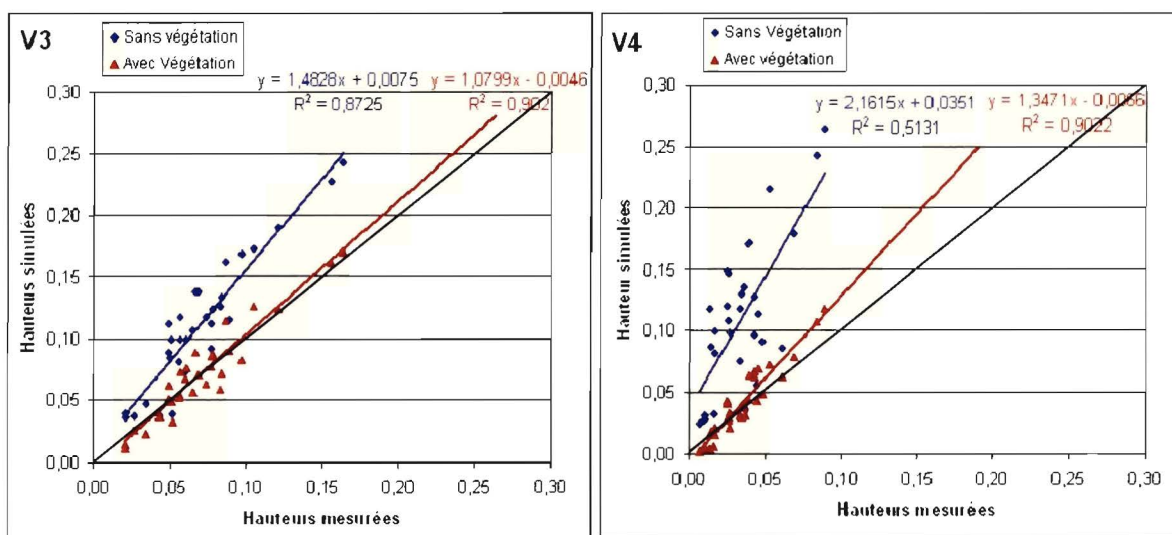


Fig. 20. Comparaison entre les hauteurs significatives mesurées et simulées avec la grille réduite, avec ou sans la végétation, pour les stations V3 et V4.

## Domaine large

Afin de mieux évaluer l'efficacité de l'ensemble du modèle, une simulation a été faite en utilisant la grille 2 avec les conditions à sa frontière déterminée par les simulations de la grille 1 qui elle a les mesures de la station V1 comme conditions frontière. La Fig. 21 illustre les vagues simulées pour la période du 13 septembre 2007 à 4h00 avec les trois courbes (valeurs mesurées, simulées seul et simulées avec végétation). En comparaison avec la carte de la Fig. 16, en présence de végétation, la hauteur significative diminue plus graduellement à l'approche de la côte. Évidemment, le spectre de vagues reste inchangé à la station V2, car le marais salé débute après cette station. Les vagues ne rencontrent donc aucune végétation avant d'arriver à cette

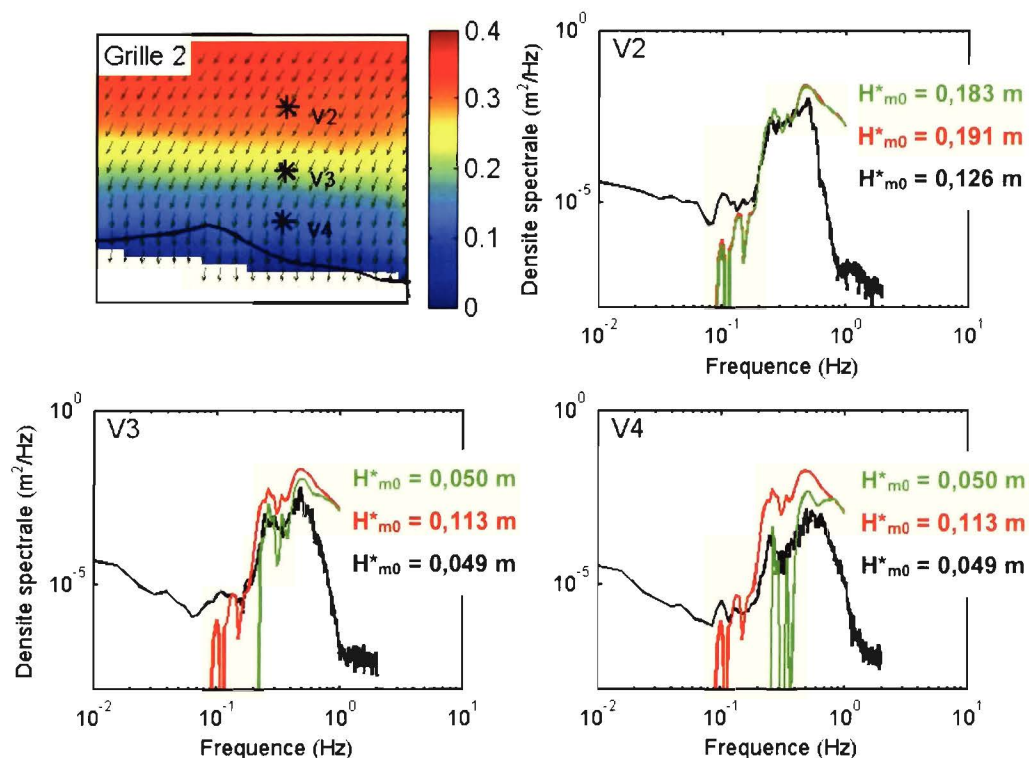


Fig. 21. Modélisation du 13 septembre 2007 à 4h00 (HM) en considérant la végétation et en utilisant la grille normale (Fig. 17). La carte de la grille 2 illustre la hauteur significative. La courbe noire représente les résultats mesurés, la courbe rouge les données simulées sans végétation et la courbe verte les données simulées en considérant la végétation.

station. Pour les stations V3 et V4, le fait d'ajouter la végétation rapproche les valeurs simulées de celles mesurées sur le terrain. Ce rapprochement est plus évident en ce qui concerne les valeurs de hauteur significative; à la station V3, la simulation surestime encore la hauteur des vagues, mais à V4, la simulation se rapproche grandement des mesures.

Le Tableau 6 montre le reste des résultats pour les autres bursts utilisés pour la validation. Les bursts utilisés pour la calibration, 846 à 850, y sont illustrés, mais ils ne seront pas pris en compte lors des prochains calculs. Pour la station V2, les valeurs de hauteurs significatives restent, encore une fois, pratiquement inchangées. Pour tous les bursts, l'ajout de la végétation tend à rapprocher les simulations des mesures de terrain aux stations V3 et V4. En effet, lors de la modélisation sans végétation, les résultats des stations V2, V3 et V4 qui se situent dans l'intervalle  $0,5 H^*_{mes} < H^*_{m0} < 2 H^*_{mes}$  représentent respectivement 46,1 %, 22,6 % et 6,5 %. Par contre, lors des modélisations avec la végétation, les résultats qui se situent dans cet intervalle représentent 51,6 %, 58,1 % et 96,7 %. C'est à la station V4 que le changement est le plus important : les simulations sans végétation qui se rapprochent d'un facteur de 2 des mesures ne représentaient que 6,5 %, alors que 96,7 % des simulations avec végétation se rapprochent des mesures de terrain.

La Fig. 22 illustre graphiquement la relation entre les valeurs mesurées et celles simulées. À la station V3, la pente de la courbe de tendance s'est rapprochée de 1 en passant de 2,38 à 1,34 avec l'ajout de la végétation. De plus, la corrélation entre les

deux séries de données est plus importante; le facteur  $R^2$  est passé de 0,504 à 0,643. À la station V4, la pente de la courbe de tendance s'est aussi rapprochée de 1 en passant de 3,03 à 1,07 avec l'ajout de la végétation. De plus, la corrélation entre les deux séries de données est encore plus importante que la comparaison mesures-simulation sans végétation ; le facteur  $R^2$  est passé de 0,376 à 0,775.

Tableau 6 : Comparaison entre les enregistrements effectués sur le terrain et les modélisations avec et sans végétation pour la grille normale.

Burst	H* <sub>m0</sub> V2			H* <sub>m0</sub> V3			H* <sub>m0</sub> V4		
	mesurée	simulée sans végétation	simulée avec végétation	mesurée	simulée sans végétation	simulée avec végétation	mesurée	simulée sans végétation	simulée avec végétation
31	0,058	0,076	0,076	0,034	0,055	0,046	0,016	0,043	0,013
32	0,042	0,083	0,082	0,021	0,063	0,045	0,007	0,052	0,006
300	0,196	0,392	0,389	0,121	0,364	0,185	0,053	0,33	0,06
301	0,240	0,425	0,422	0,163	0,396	0,222	0,089	0,364	0,082
302	0,234	0,435	0,423	0,156	0,395	0,225	0,084	0,36	0,086
303	0,193	0,382	0,371	0,105	0,350	0,205	0,069	0,323	0,082
304	0,173	0,392	0,380	0,087	0,356	0,182	0,040	0,324	0,064
305	0,149	0,432	0,429	0,067	0,392	0,151	0,025	0,33	0,048
325	0,101	0,233	0,232	0,051	0,216	0,091	0,017	0,198	0,026
326	0,189	0,242	0,240	0,097	0,221	0,124	0,039	0,199	0,035
327	0,126	0,190	0,189	0,074	0,176	0,113	0,034	0,161	0,035
328	0,102	0,180	0,180	0,057	0,170	0,096	0,027	0,16	0,028
329	0,093	0,286	0,290	0,049	0,261	0,119	0,015	0,233	0,033
447	0,112	0,313	0,311	0,057	0,280	0,138	0,025	0,248	0,036
448	0,120	0,332	0,327	0,078	0,302	0,175	0,043	0,272	0,058
449	0,113	0,339	0,338	0,077	0,308	0,187	0,046	0,279	0,067
450	0,103	0,305	0,307	0,061	0,279	0,187	0,043	0,253	0,073
451	0,087	0,186	0,183	0,056	0,179	0,123	0,034	0,169	0,044
499	0,065	0,108	0,110	0,027	0,093	0,062	0,010	0,085	0,012
548	0,040	0,119	0,116	0,021	0,094	0,063	0,010	0,08	0,013
846*	0,107	0,302	0,303	0,049	0,267	0,102	0,014	0,216	0,023
847*	0,136	0,290	0,288	0,069	0,264	0,122	0,026	0,236	0,037
848*	0,130	0,268	0,267	0,083	0,240	0,127	0,035	0,213	0,034
849*	0,139	0,160	0,159	0,084	0,149	0,102	0,036	0,135	0,03
850*	0,111	0,209	0,208	0,065	0,188	0,105	0,026	0,169	0,03
1020	0,048	0,036	0,037	0,043	0,036	0,035	0,037	0,035	0,027
1118	0,095	0,233	0,232	0,077	0,222	0,194	0,061	0,207	0,107
1124	0,092	0,047	0,047	0,050	0,046	0,038	0,017	0,045	0,016
1217	0,187	0,155	0,151	0,089	0,118	0,098	0,048	0,096	0,042
1219	0,110	0,141	0,136	0,060	0,121	0,108	0,045	0,108	0,068
1221	0,051	0,109	0,109	0,052	0,087	0,080	0,027	0,074	0,044

\* Les burst 846 à 850 ont été utilisés pour la calibration.

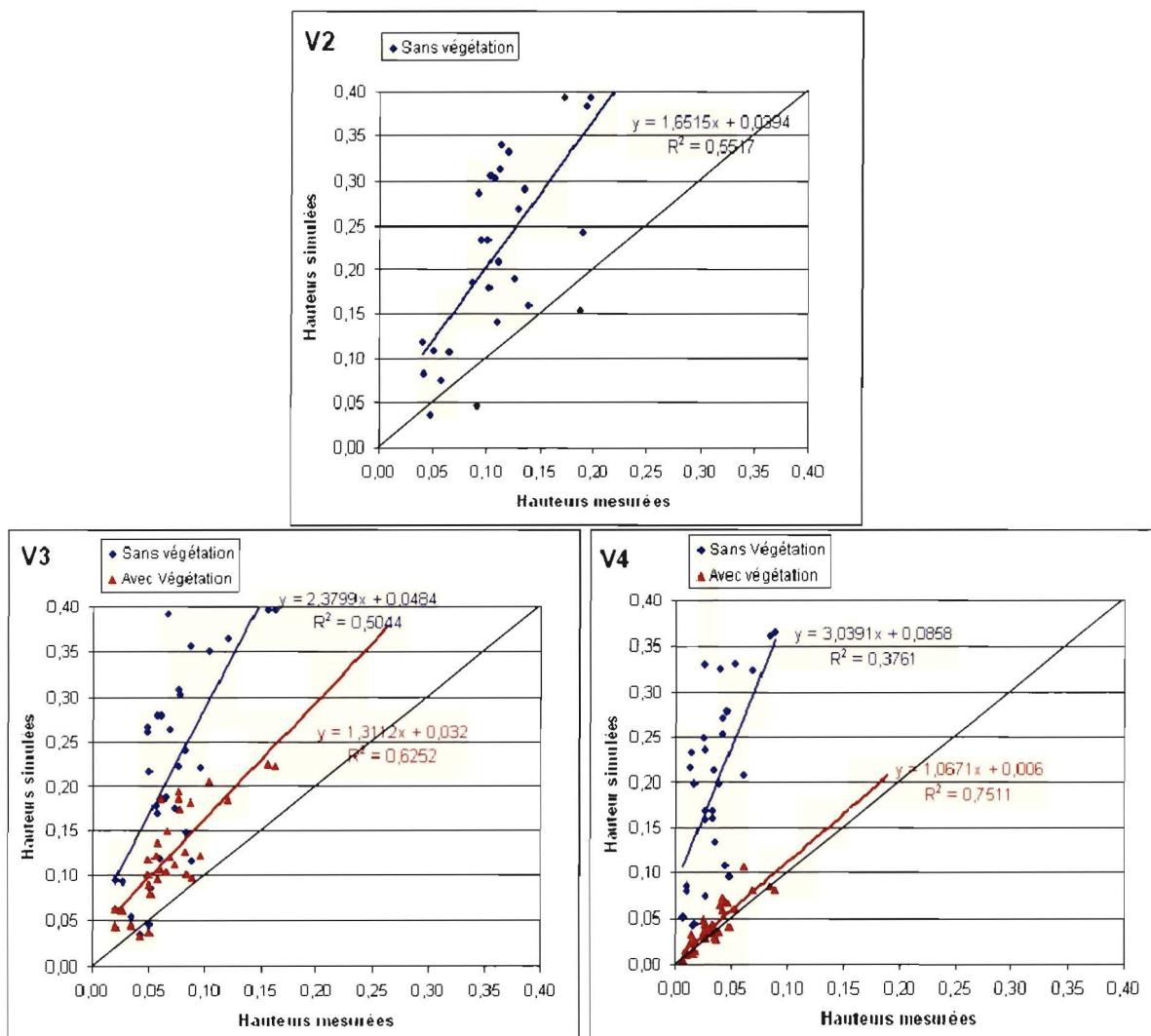


Fig. 22. Comparaison entre les hauteurs significatives mesurées et simulées avec la grille normale, avec ou sans la végétation, pour les stations V2, V3 et V4. Pour chacune des séries de mesures, une courbe de tendance a été ajoutée avec l'équation correspondante ( $x : H^*_{m01}$  mesurées  $y : H^*_{m01}$  simulées) et le coefficient de détermination  $R^2$ .

## 4. Discussion

### 4.1 Analyse des variables environnementales

Lors des mesures de terrain, la hauteur de vagues était reliée à la vitesse du vent (Fig. 10) et ce lien est statistiquement significatif ( $R^2 = 0,48$ ,  $p < 0,01$ ). Par contre, à plusieurs reprises, des épisodes de forts vents n'engendrent pas des vagues de forte amplitude. Goda (2003) a développé une formule empirique qui permet de prédire la hauteur de vagues en fonction des conditions de vents. L'un des paramètres, qui permet de faire ce calcul, est le *fetch* qui est en fait la distance sur laquelle le vent agit et celui-ci peut varier selon la surface d'eau libre et le temps durant lequel ces vents se maintiennent. Il est donc normal que la vitesse des vents ne puisse, à elle seule, déterminer l'amplitude des vagues.

Dans le cas de la région de l'Île-Verte, les vents viennent majoritairement du sud-sud-est (Fig. 11) et dans ce cas, le *fetch* est très court; par rapport au transect V1-V4, ces vents arrivent de la terre ferme. Dans ces moments, les vagues ont donc une faible amplitude. Pour ce qui est des vents en provenance du nord-est, ceux-ci se trouvent dans l'axe de l'estuaire et à ce moment, le *fetch* est très long, ce qui peut se traduire par des vagues d'une bonne amplitude. Par contre, ces vagues, en se réfractant sur la Rive-Sud, arrivent sur le transect V1-V4 en ayant été atténuées par les irrégularités de la côte et les obstacles qui s'y trouvent (dont l'Île aux Pommes). Les meilleurs moments pour avoir un *fetch* de longueur appréciable et une progression sans trop d'obstacles sont les épisodes où le vent provient du nord-ouest. À ce moment, le *fetch* peut atteindre 26 km

et les vagues arrivent avec un angle perpendiculaire à la côte (dans le même angle que le transect V1-V4).

Les moments où les vagues sont les plus importantes dans la partie supérieure du transect (la partie V2 - V4) sont ceux où un fort vent vient du nord-ouest (Fig. 10d). De plus, comme cette partie du transect se situe dans la zone intertidale, il y a seulement des vagues lors que ces stations sont submergées. Cela arrive dans 24 % du temps pour la station la plus haute (V4). Les moments où les conditions environnementales sont adéquates pour effectuer de bonnes mesures de vagues tout le long du transect sont donc peu nombreux. Les épisodes de vagues qui réunissent ces conditions ont fait l'objet d'une modélisation (Tableau 6) et ces burst représentent environ 2,5 % du temps total des mesures de terrain (du 6 septembre au 4 octobre 2007).

À propos des analyses de la couverture végétale, on remarque qu'il y a certains liens entre les caractéristiques de la végétation le long de cette portion du transect. Par exemple, en allant vers le large, la hauteur des plantes augmente et la densité des plantes va en diminuant. Par contre, la densité de biomasse ne semble pas suivre de tendance claire en fonction de la position dans la zone intertidale. D'un autre côté, la densité de biomasse et l'obstruction de la végétation ont des tendances similaires ( $R^2 = 0,6922$   $p=0,01$ ). Ce lien est très conséquent, car plus il y a de biomasses à un endroit, plus la couverture végétale risque d'être importante. En revanche, la disposition de la biomasse peut faire en sorte que l'obstruction des végétaux ne soit pas celle attendue. Par exemple, pour la même biomasse, des plantes avec un petit nombre de grosses tiges

risquent de moins bloquer le passage de l'eau que des plantes avec un grand nombre de petites tiges. Il ne faut donc pas déduire l'obstruction végétale en mesurant seulement la densité de la biomasse.

Pour ce qui est des mesures de l'atténuation des vagues par la végétation, le Tableau 4 présente quelques exemples de moments où l'effet de la couverture végétale est perceptible. Les valeurs du paramètre  $\alpha$  définissent la réduction de la hauteur des vagues selon le modèle exponentiel (éq. 3.1). Lors de la présente étude, celles-ci se sont avérées être plus grandes que celles présentées dans les autres travaux consultés dans la littérature (Tableau 1). En effet,  $\alpha$  se situe entre 335 m et 4611 m (avec une médiane de 778 m) lors des mesures effectuées sur la batture près de l'Île-Verte alors que la littérature présente des valeurs de  $\alpha$  entre 10,7 m et 495 m. Ce qui signifie que, l'atténuation causée par la végétation s'était révélée plus grande lors de ces études que dans la présente recherche. Il faut noter que dans la plupart de ces études, les mesures ont été faites sur de courtes distances (aussi peu que 4 m pour Coops et al. (1996)). De plus, la taille moyenne de la végétation, sa densité et le type de plante sont différents au cours de ces expériences et Cooper (2005) a montré que ces facteurs affectent grandement l'atténuation de vagues. Sans oublier que l'ensemble des travaux présent au Tableau 1 ont été fait dans des régions tempérées, ce qui fait en sorte que les variétés de plantes sont sans doute différentes, de même que leur densité et leur taille. Il faut donc prendre ces facteurs en considération lors d'une comparaison entre les présentes mesures et les autres travaux.

## *4.2 Validité de l'analyse mathématique*

L'analyse mathématique de l'interaction entre l'eau et la végétation sert de base à la construction de la nouvelle routine. Celle-ci se doit d'être appropriée à la situation présente de par sa justesse et son caractère modélisable. Le concept de force de traînée (éq. 2.13) s'applique lorsqu'un objet est en mouvement dans un fluide quelconque (Young et al., 2004). Dans le cas de plantes aquatiques submergées par l'eau, cette notion s'applique facilement, car dans le cas de vagues, il est facile de connaître la vitesse de l'eau au niveau de la végétation (éq. 2.14). Parmi les études qui ont tenté de représenter mathématiquement l'effet de la couverture végétale sur la progression de la houle vers la berge, plusieurs s'y sont pris en utilisant la force de traînée comme source de dissipation de l'énergie des vagues. Par exemple, une étude de Mendez et Losada (2004) calcule la force de traînée générée par les plantes halophytes pour développer un modèle empirique de l'atténuation de la hauteur des vagues lors de leur progression dans un marais salé. Cependant, ceux-ci ne font l'analyse des vagues que sous la forme monochromatique, ce qui réduit l'applicabilité de ce modèle à un milieu naturel.

Dans le cas de représentation de vagues générées en milieu naturel, une représentation des vagues selon un modèle spectral (traiter séparément chaque vague de fréquence différente) reste la façon la plus complète de représenter la réalité. Gorman et Neilson (1999) est un exemple de recherches qui utilisent une décomposition spectrale des vagues dans le but d'avoir une vision complète des vagues présentes lors des mesures effectuées dans leur zone d'étude. Par contre, lors de la présente étude, le

calcul de la force de traînée s'effectue avec un concept simplifié du spectre de vagues. En effet, l'ensemble des vagues a été réduit à une seule ayant une amplitude égale à  $H_{m0} / 2$  (éq. 2.7) et une période de  $T_{m0l}$  (éq. 2.8). Par contre, cette simplification a seulement été nécessaire pour calculer la force de traînée, le calcul de la dissipation a ensuite tout de même été fait en fonction du spectre de vagues complet (éq. 2.18a-b). Cette représentation, déjà utilisée par Mirfenderesk et Young (2003), a l'avantage de grandement faciliter le calcul de la dissipation des vagues, surtout en ce qui concerne l'application de ce calcul à une modélisation numérique. Malgré cette approximation, les résultats de l'algorithme reste satisfaisante, donc le fait de ne pas considérer le spectre entier modifie peu la précision du calcul.

### ***4.3 Qualité des prédictions***

Pour mieux évaluer la fiabilité des résultats obtenus, il est pertinent de les comparer avec ceux des autres modélisations de la littérature. Le Tableau 7 énumère plusieurs recherches qui ont eu pour but de modéliser le comportement des vagues dans divers milieux, le plus souvent afin d'analyser un aspect spécifique des vagues. Par exemple, Lin et al. (2002) ont simulé la propagation des vagues dans la Baie de Chesapeake aux États-Unis, afin d'analyser l'interaction vent-vagues dans cette région. Lors de cette recherche, ils ont comparé leurs modélisations avec des mesures de terrain et ils ont obtenu un coefficient de détermination ( $R^2$ ) de 0,51. Londhe et Panchang (2006) ont fait le même genre de simulation à quelques endroits aux États-Unis pour obtenir un coefficient de détermination entre 0,45 et 0,86 selon les endroits. Il semble

donc que les simulations de vagues n'arrivent pas toujours à reproduire précisément la réalité. Dans le cas de la présente étude, une fois que l'effet de la végétation a été inclus dans le modèle de vagues, le coefficient de corrélation varie entre 0,57 et 0,75. Ceci, en comparaison avec les autres études, est acceptable même s'il reste encore un écart non négligeable entre la modélisation et les vagues présentes sur le terrain. Celle-ci peut être due à l'imprécision de la bathymétrie, la macrorugosité du fond et aux mesures du vent qui ont été faites à environ 15 km du milieu étudié.

Tableau 7 : Revue de la littérature des études qui ont effectué des simulations de vagues en utilisant SWAN.

Auteur	Lieu	phénomène particulier*
Gorman et Neilson (1999)	Port de Manukan, Nouvelle-Zélande	dynamique non-linéaire <i>four-wave</i>
Padilla-Hernandez et Monbaliu (2001)	Lac George, Australie	friction du fond
Wood et al. (2001)	Tunnel de vagues	<i>triad interactions; breaking</i>
Johannessen et Swan (2002)	Tunnel de vagues	dynamique non-linéaire
Lin et al. (2002)	Baie de Chesapeake, USA	interaction vent-vagues
Rogers et al. (2002)	Lac Michigan et Baie du Mississippi, USA	interaction vent-vagues
Wornom et al. (2002)	Golf du Mexique	effet global des vagues
Holthuijsen et al. (2003)	Tunnel de vagues	réfraction et diffraction
Rogers et al. (2003)	Lac Michigan Baie du Mississippi, USA	effet global des vagues
Carniello et al. (2005)	Lagon de Venise, Italie	friction du fond, <i>breaking</i>
Moghimi et al. (2005)	Bassin de Hoernum, Allemagne	interaction vent-vagues
Signell et al. (2005)	Mer Adriatique, Italie	interaction vent-vagues
Castelle et Bonneton (2006)	Côte d'Aquitaine, France	bathymétrie
Londhe et Panchang (2006)	Golf du Maine, Golf de l'Alaska et Golf du Mexique, USA	effet global des vagues

\* La plupart de ces études ont porté une attention particulière à un phénomène qui influence le comportement des vagues afin d'en valider l'effet.

Les premières simulations complètes des vagues, qui ne tiennent pas compte de la végétation, présentent des hauteurs significatives au-dessus des valeurs mesurées par les houlographes (Fig. 22), l'écart s'accroissant à mesure que l'on s'approche de la berge. En effet, le facteur entre la hauteur simulée et celle mesurée passe de 1,66 à V2, à 2,38 à V3 et à 3,03 à V4. Cela signifie que la dissipation de l'énergie des vagues est assez importante pour que les simulations soient erronées au niveau du marais. De plus, la faible corrélation entre les deux séries de valeurs au niveau des stations supérieures (V3 et V4) indique que cette atténuation supplémentaire n'est pas constante, mais qu'elle varie selon le contexte hydrodynamique. Le rôle de la nouvelle routine, une fois calibrée, est précisément de calculer quelle sera la dissipation causée par la végétation en fonction des conditions environnementales.

Au départ, la calibration a été faite dans l'optique que le paramètre  $C_D$  reste constant tout au long de la période de mesures, même si quelques travaux tendent à le considérer comme étant variable selon les conditions hydrodynamiques (Li et Yan, 2007; Mendez et al., 1999). Cette calibration a été faite sur les bursts 846 à 850, soit du 23 septembre à 23h30 au 24 septembre à 1h30. Ceux-ci ont été choisis parce qu'ils présentent des conditions de vagues optimales pour juger de leur progression vers la berge, soit une hauteur de vagues appréciable (10 à 13 cm) et un angle d'approche perpendiculaire à la côte ( $\approx 315^\circ$ ). De plus, ces bursts se situent à différents cycles de la marée (HM-1 à HM+1) et ainsi, avec une faible variation des courants de flot et de jusant.

La calibration s'est effectuée en comparant les spectres de vagues mesurés et simulés en utilisant le *root mean square error* (éq. 2.19). L'avantage de cette méthode, c'est que l'erreur sur l'ensemble du spectre est considérée et ainsi, la calibration sera optimisée pour que les deux spectres soient similaires. Certaines études, telles Padilla-Hernandez et Monbaliu (2001), ont utilisé la hauteur significative  $H_{m0}$  et la période moyenne  $T_{m01}$  pour calibrer un phénomène de vagues particulier (par exemple : la friction des vagues avec le fond). Bien que cela donne de bons résultats, il reste qu'en procédant ainsi, il est possible que la forme des spectres simulée soit différente de ceux mesurés. En effet, les écarts positifs peuvent compenser ceux négatifs pour donner des mêmes valeurs de  $H_{m0}$  et de  $T_{m01}$  même si les courbes des spectres diffèrent.

La Fig. 18 présente les deux courbes qui ont été utilisées lors de la calibration des bursts 846 à 850. En raison de la méthode de calibration avec *rmse*, ces courbes sont proches l'une de l'autre, surtout pour la partie entre 0,1 Hz et 0,5 Hz. Pour certains bursts à la station V4, l'écart entre le spectre simulé et celui mesuré reste quand même important malgré la minimisation de cet écart. Cela est probablement dû à l'accumulation des erreurs de modélisation le long du parcours entre V2 et V4. Étant donné que le trajet entre V2 et V3 est moins grand, ces erreurs sont moins apparentes sur les courbes de la station V3 à la Fig. 18. Comme résultats de ces calibrations, les valeurs de  $C_D$  sont de 0,0637 et de 0,235 pour les sections V2-V3 et V3-V4 respectivement. Lors de travaux similaires, les valeurs de  $C_D$  obtenues par Mendez et al. (1999) se situaient entre 0,09 et 1,55. Ces valeurs ne sont donc pas beaucoup plus

élevées que celle obtenue pour la section V2-V3, mais il est possible que la valeur de  $C_D$  change en fonction de l'espèce végétale considérée : *Laminaria hyperborea* versus *Spartina alterniflora* pour la présente étude. En effet, Mendez et al. (1999) explique que le coefficient de traînée  $C_D$  peut être plus petit lorsque la végétation étudiée est plutôt rigide.

Une fois que le modèle a été calibré, les simulations effectuées sur l'ensemble du domaine montrent des résultats qui se rapprochent grandement des mesures de terrain. Le fait que le facteur entre les hauteurs significatives mesurées et celles simulées (Fig. 22) se rapproche grandement de 1 signifie que le nouveau modèle reproduit avec davantage d'exactitude la progression des vagues dans le marais. Le spectre simulé (Fig. 21) semble aussi mieux refléter les mesures même si les deux courbes divergent à quelques endroits, en particulier à la station V4. Par contre, lors des simulations, une bonne partie de l'énergie de vagues se situe au-dessus de 0,5 Hz. Les houlographes ne sont pas capables de mesurer correctement ces vagues; ils étaient placés près du fond où les variations de pression induites par les vagues de courtes périodes sont très faibles. Il est donc impossible de savoir si le nouveau modèle réussit à bien calculer la dissipation de la végétation sur les vagues de petite période. Mais, étant donné que le but premier de ces nouvelles simulations est de mieux évaluer la dynamique sédimentaire, principalement influencée par les vagues de longue période, les erreurs de simulation sur les vagues de petites périodes peuvent donc ne pas être prises en considération.

Il y a aussi une différence entre la réalité et le modèle pour la hauteur des vagues à la station V2 alors que les vagues qui s'y trouvent n'ont pas encore été en contact avec la végétation. Cet écart doit donc être le résultat de sources d'erreur qui se situent en dehors du marais. La principale difficulté dans la modélisation, mis à part la végétation, est la difficulté à définir la topographie dans la zone subtidale. Celle-ci est plutôt changeante, irrégulière et difficilement mesurable et l'effet de la microtopographie est difficile à intégrer au modèle. De plus, la zone située au large de la station V2 n'était pas dépourvue de végétation, un herbier à *Z. marina* se trouvait à cet endroit et ce type de végétation n'a pas été considéré dans le nouveau modèle. Ainsi, il est possible que ces erreurs sur la topographie fassent en sorte que le modèle numérique sous-estime la friction produite par le fond et dans ce cas, la hauteur des vagues simulées y est plus grande qu'en réalité.

Les écarts entre les simulations et les mesures de terrain qui se produisent dans la zone située avant la station V2 n'ont pas été pris en considération dans les simulations qui ont été faites seulement au niveau du marais (Fig. 17). Les comparaisons entre les deux spectres de la Fig. 19 présentent donc un écart moins important. Il en va de même pour l'ensemble des simulations de la Fig. 20;  $R^2 = 0,902$  et  $0,9022$  comparativement à  $R^2 = 0,6252$  et  $0,7511$  à la Fig. 22. Ce qui démontre que les écarts qui sont présents malgré l'ajout de l'effet de la végétation sont dus à des imprécisions commises par le modèle dans la zone située avant la station V2.

#### 4.4 Scénarios

Nous avons été en mesure de construire un modèle fiable qui peut être utile pour calculer l'hydrodynamique des vagues présentes dans le marais salé. Plusieurs paramètres peuvent avoir un effet sur cette hydrodynamique, et dans le but de mieux comprendre leur rôle dans l'atténuation de vagues par la végétation, le nouveau modèle a été utilisé pour calculer l'énergie des vagues dissipée avec différents scénarios. Dans trois séries de modélisation, un paramètre a été modifié en gardant les autres conditions fixes. Les paramètres testés sont : 1° le niveau de l'eau, 2° la densité de la végétation, 3° la période des vagues. Finalement, l'atténuation en conditions de tempête (niveau d'eau élevé, vagues hautes de longue période) a été modélisée afin de mieux évaluer le rôle protecteur de la végétation sur l'érosion côtière.

Tableau 8. Caractéristiques des cinq bursts qui ont servi lors de la simulation des scénarios.

Burst	niveau* (m)	Vent (m/s)	H* <sub>m0</sub> (V2) (m)	T <sub>m01</sub> (V2) (sec.)	Répartition de l'énergie**			
					0 à 2 sec.	2 à 3 sec.	3 à 4 sec.	4 à 10 sec.
303	3,99	11,4	0,173	2,35	20,4 %	60,5 %	8,6 %	10,5 %
327	3,86	5,3	0,117	2,29	22,0 %	63,0 %	11,5 %	3,5 %
449	4,04	9,2	0,114	2,25	17,1 %	77,2 %	5,3 %	0,4 %
848	3,75	7,6	0,12	2,28	31,3 %	50,3 %	16,1 %	2,3 %
1221	3,04	7,8	0,054	2,17	42,0 %	44,7 %	6,3 %	7,0

\* La section V2-V3 se situe, en moyenne, à un niveau de 2,10 m et la section V3-V4, à un niveau de 2,67 m.

\*\* La répartition de l'énergie a été illustrée en séparant le spectre en quatre domaines, contenant chacun un certain pourcentage de l'énergie totale des vagues.

La Fig. 23 illustre l'atténuation de la hauteur des vagues pour différentes simulations où le niveau de l'eau était différent. Pour tous les bursts considérés (Tableau 8), l'énergie des vagues se propage plus efficacement lorsque le niveau de l'eau est plus élevé que lorsqu'il est plus bas. Cet effet s'explique facilement par le fait que lorsque le

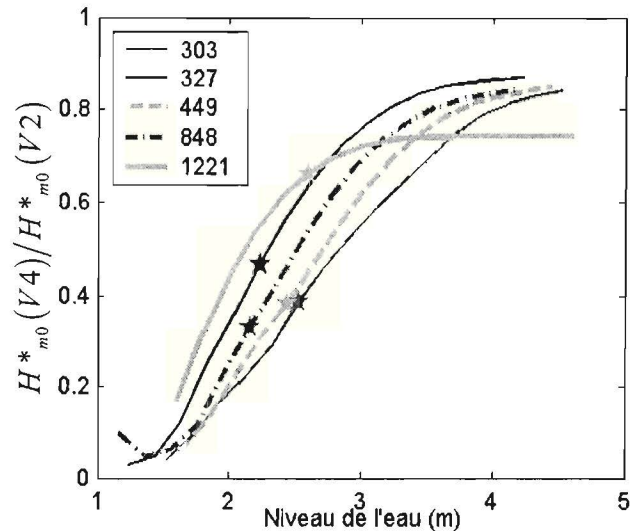


Fig. 23. Modélisation de cinq bursts en ne changeant que le niveau de l'eau. L'atténuation est déterminée par la hauteur significative à V4 divisée par celle à V2. L'étoile représente la hauteur de la colonne d'eau réel du burst.

niveau de l'eau est trop haut, la vitesse orbitale de l'eau induite par les vagues est plus faible au niveau de la végétation. En effet, la vitesse orbitale diminue de façon exponentielle avec la profondeur (éq. 2.14). Du même coup, la dissipation de l'énergie causée par la force de traînée engendrée par l'écoulement de l'eau au travers la végétation se voit grandement diminuée. Le contraire se produit lorsque le niveau de l'eau est abaissé; la vitesse orbitale est plus grande au niveau de la végétation, la force de traînée entre l'eau et la couverture végétale est plus importante et ainsi, la dissipation de l'énergie des vagues est plus significative. Lors de leurs observations de terrain, Moeller et al. (1996) avaient déjà remarqué qu'il avait une relation entre l'atténuation de l'énergie des vagues par la végétation et le niveau de l'eau. En effet, lors d'une étude subséquente (Möller et al., 1999), ils ont déterminé qu'au niveau du marais salé, il y avait une corrélation négative entre le niveau de l'eau et la portion de l'énergie des

vagues qui a été dissipée. Par contre, dans notre cas, la diminution de la hauteur significative des vagues n'est pas la même d'un burst à l'autre. Cela est probablement dû au fait que le spectre de vague était différent, ce qui change le profil de la vitesse orbitale qui se propage vers le fond. L'atténuation des vagues ne change donc pas de la même façon lorsque l'on modifie le niveau de l'eau. Cette atténuation semble avoir un lien avec la période moyenne des vagues ( $T_{m01}$ , Tableau 8). En effet, pour le burst 1221, avec la période la plus courte et une grande fraction d'énergie au-dessus de 0,5 Hz, l'atténuation est dissociée du changement du niveau de l'eau au-dessus de 3 m.

Un autre paramètre qui a beaucoup d'incidence sur la dissipation des vagues est la densité de la végétation présente dans le marais salé. La Fig. 24 présente le changement de l'atténuation provoqué par le changement de densité de la couverture végétale.

Comme on peut s'y attendre, l'énergie des vagues est moins grande lorsqu'il y a davantage de végétation. En effet, pour tous les bursts simulés, la hauteur des vagues diminue au fur et à mesure que l'on augmente la densité de la végétation. Par contre, l'effet des variations de la densité est plus important lorsqu'il y a peu de végétation et cet effet se

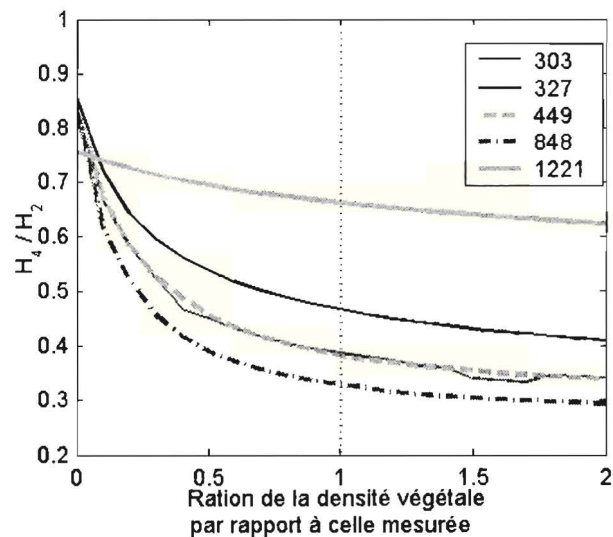


Fig. 24. Modélisation de cinq bursts en ne changeant que la densité de la végétation. L'atténuation est déterminée par la hauteur significative à V4 ( $H_4 = H_{m0}(V4)$ ) divisée par celle à V2 ( $H_2 = H_{m0}(V2)$ ). La droite verticale représente la densité mesurée (densité = 1).

stabilise lorsque la couverture végétale est plus importante. La densité de la végétation a donc un certain effet, mais cet effet plafonne au moment où la densité est plus importante.

Dans les marais situés sur les berges de l'estuaire du St-Laurent, la densité de la végétation est souvent relativement faible dans la zone à *Spartina alterniflora*. Ces simulations suggèrent en revanche que cette végétation clairsemée suffit pour atténuer les vagues de manière significative. Lors d'une étude de Fonseca et Cahalan (1992) qui mesurait la dissipation de l'énergie des vagues par différentes espèces d'herbes marines, les auteurs en sont aussi venus à la conclusion que la variation de la densité de la végétation est un facteur moins important que la présence/absence de la végétation. Ces conclusions indiquent donc que les variations saisonnières de la densité de la végétation auraient un impact important sur l'amortissement de l'énergie des vagues surtout lorsqu'il y a apparition de la végétation au printemps ou disparition à l'automne. Lors de leurs séries de mesure effectuées en Angleterre à trois différents moments de l'année (février, juin et novembre), Möller et Spencer (2002) sont arrivés, eux aussi, à la conclusion qu'une fraction de la couverture végétale maximale suffit à atténuer la hauteur des vagues de façon significative.

La hauteur de la végétation est aussi un paramètre qui a une influence sur l'atténuation des vagues. La Fig. 25 illustre l'atténuation des vagues pour différentes hauteurs de la végétation. L'atténuation augmente lorsque les plantes aquatiques sont plus hautes. De plus, l'effet de la hauteur est plus important lorsque la végétation est plus basse que la moitié de la hauteur mesurée sur le terrain et par la suite, l'atténuation varie peu pour la végétation plus haute. La façon dont l'atténuation varie avec la hauteur de la végétation (Fig. 25) est très semblable à la variation de l'atténuation des vagues selon la densité de la couverture végétale (Fig. 24).

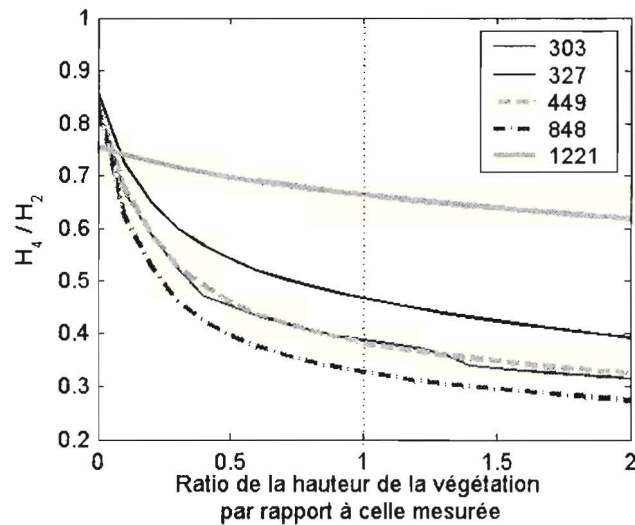


Fig. 25. Modélisation de cinq bursts en ne changeant que la hauteur de la végétation. L'atténuation est déterminée par la hauteur significative à V4 ( $H_4 = H_{m0}(V4)$ ) divisée par celle à V2 ( $H_2 = H_{m0}(V2)$ ). La droite verticale représente la hauteur normale.

La période des vagues incidente est un autre paramètre qui influence l'atténuation des vagues. La Fig. 26 présente une série de simulations où la période des vagues a été changée afin de mettre en évidence son rôle dans la dissipation de l'énergie des vagues. Lors de ces simulations, le spectre de vagues fût modulé selon la

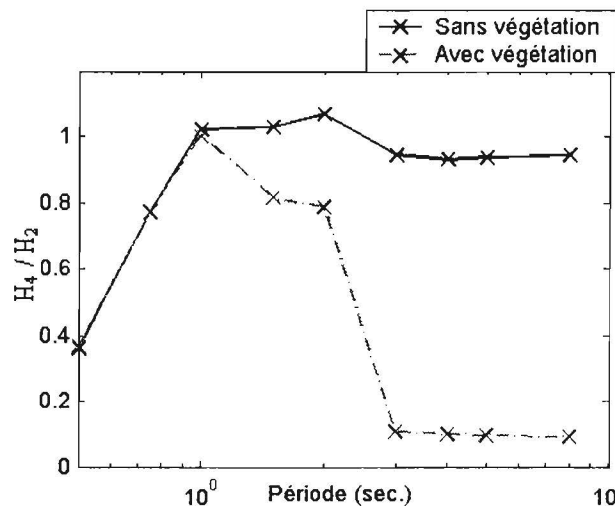


Fig. 26. Modélisation de différentes situations théoriques où la période de vagues incidente a été modifiée. Elles ont été faite sans végétation et avec végétation. L'atténuation est déterminée par la hauteur significative à V4 ( $H_4 = H_{m0}(V4)$ ) divisée par celle à V2 ( $H_2 = H_{m0}(V2)$ ).

méthode de *JONSWAP* (Holthuijsen, 2007), la hauteur des vagues était de 0,2 m à V2 avec un angle de provenance de  $300^\circ$ . La vitesse du vent était de 5,3 m/s et le niveau de l'eau était de 3,9 mètres. Pour les vagues de période d'une seconde et moins, il n'y a pratiquement pas de différence entre les simulations avec et sans végétation. Pour les périodes supérieures à une seconde, les simulations sans végétation montrent que l'atténuation est, à peu de choses près, nulle entre les stations V2 et V4. Par contre, en présence de végétation, l'atténuation devient importante, et à partir des périodes de trois secondes, il ne reste que 10 % de la hauteur de la houle incidente. L'atténuation causée par la végétation est donc plus grande lorsque la période des vagues est élevée.

Les vagues de longue période ont aussi une grande longueur d'onde (éq. 2.15) et de ce fait, la vitesse orbitale de l'eau produite par ces vagues se propage davantage vers le fond (éq. 2.14). La force de traînée induite par le mouvement de l'eau est donc plus

marquée et du même coup, l'énergie des vagues est davantage dissipée. Le comportement de l'atténuation des vagues est donc conforme à ce que l'on peut s'attendre, car la Fig. 26 montre que les vagues possédant une période d'oscillation plus longue se sont propagées avec une énergie bien moins grande que les vagues qui avaient une période plus courte. Dans une étude de Wayne (1975), celui-ci arrive en effet à la conclusion que la dissipation des vagues de grande période est équivalente à la dissipation de plus petites vagues situées dans une eau moins profonde.

La grande majorité de l'érosion des berges se produit lors de violentes tempêtes qui ont lieu à l'automne. Il est donc utile de simuler numériquement une situation de tempête afin de mieux évaluer l'efficacité de la végétation dans la dissipation de l'énergie des vagues de ce cas bien précis. À ce moment, plusieurs facteurs peuvent

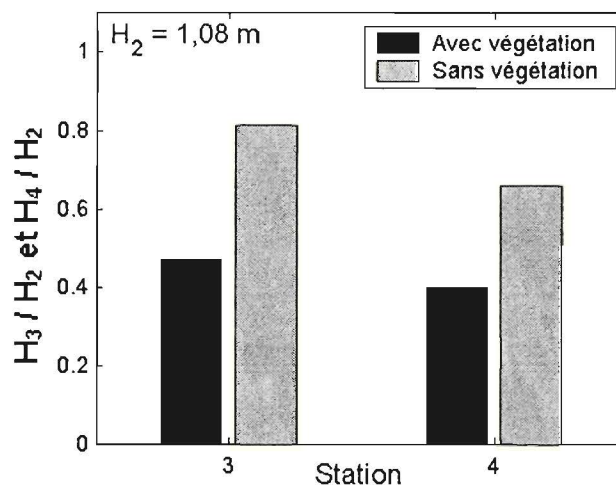


Fig. 27. Hauteurs significatives relatives des vagues au niveau des stations V3 et V4 lors d'une simulation de moyenne tempête ( $H_2 = H_{m0}(V2)$ ). La hauteur des vagues à l'Île-Verte est de 3 mètres, la période est de 4 secondes et le niveau de l'eau 4,5 mètres au-dessus du zéro des cartes.

influencer la hauteur des vagues qui se propagent vers le sommet du marais comme la hauteur des vagues provenant du large, la période de ces vagues, le niveau de l'eau, etc. Pour un premier scénario de « moyenne » tempête (Fig. 27), la hauteur des vagues au niveau de l'Île-Verte était de trois mètres, leur période était de quatre secondes. Ce sont

là les conditions de moyenne tempête dans cette région de l'estuaire (Koutitonsky, 1978). De plus, lors de cette simulation, les vents étaient de 25 m/s et le niveau de l'eau était de 4,5 mètres au-dessus du zéro des cartes marines ; il s'agit de la hauteur de l'eau à marée haute, lors des marées de morte-eau.

Une simulation a été faite dans un milieu dépourvu de végétation et une autre dans un milieu avec de la végétation. Dans les deux cas, la hauteur significative des vagues au niveau de la station V2 était de 1,08 mètre. Donc, avant même d'être en

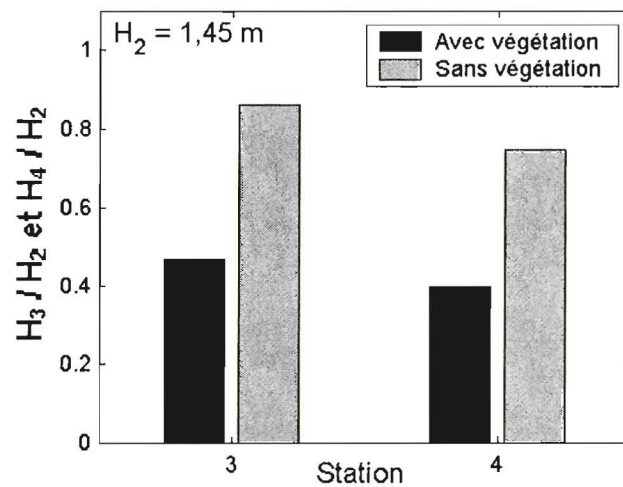


Fig. 28. Hauteurs significatives relatives des vagues au niveau des stations V3 et V4 ( $H_4 = H_{m0}(V4)$ ) lors d'une simulation de forte tempête. La hauteur des vagues à l'Île-Verte est de 3 mètres, la période est de 6 secondes et le niveau de l'eau 5,5 mètres au-dessus du zéro des cartes.

contact avec la végétation, les vagues ont subi une atténuation de 64 %. Par la suite, dans le cas où il n'y avait aucune végétation, les vagues sont arrivées à la station V3 avec 81,5 % de leur hauteur et elles possédaient 65,9 % de leur hauteur à la station V4. Pour ce qui est du milieu avec une végétation aquatique, les vagues avaient 47,3 % de leur hauteur à leur arrivée à la station V3 et 39,7 % de leur hauteur à la station V4. L'atténuation des vagues est donc plus importante dans un marais qui possède une couverture végétale.

Un second scénario a été fait avec des conditions de « forte » tempête plus violente (Fig. 28). La hauteur des vagues au niveau de l'Île-Verte était de trois mètres,

leur période était de six secondes, les vents étaient de 25 m/s et le niveau de l'eau était de 5,5 mètres au-dessus du zéro des cartes marines ; en période de grande marée, le niveau de l'eau est de 5,2 mètres et à ça s'ajoute une surcote de tempête de 0,3 mètre. Il s'agit des conditions de forte tempête dans cette région de l'estuaire (Danard et al., 2003; Koutitonsky, 1978).

Deux simulations ont été faites dans ces conditions : une sans végétation et une autre avec de la végétation. Dans les deux cas, la hauteur significative des vagues au niveau de la station V2 était de 1,45 mètre. L'atténuation des vagues a donc été de 52 % lors de leurs progressions vers la station V2. Par la suite, dans le cas où il n'y avait aucune végétation, les vagues sont arrivées à la station V3 avec 86,4 % de leur hauteur et elles possédaient 75,0 % de leur hauteur à la station V4. Pour ce qui est du milieu avec une végétation aquatique, les vagues avaient 47,1 % de leur hauteur à leur arrivée à la station V3 et 40,1 % de leur hauteur à la station V4. L'atténuation des vagues est donc plus importante en présence d'une couverture végétale.

Lors de ces simulations, une partie de l'atténuation des vagues s'est produite avant même d'arriver à la hauteur du marais. Cela suppose que dans cet environnement, d'autres facteurs que la végétation freinent les vagues dans leur progression vers la berge. La topographie de ce secteur est sans doute la principale source de dissipation de leur énergie. En effet, la bathymétrie des environs de l'Île-Verte est caractérisée par un estran large et pratiquement horizontal et de ce fait, la friction de l'eau sur le fond agit sur une longue distance. Cela fait en sorte que l'énergie des vagues est dissipée lors de son avancement vers la côte. Malgré tout, la végétation absorbe néanmoins une bonne

partie de cette énergie lors de sa progression dans le marais, ce qui peut s'avérer important en cas de tempête. Au cours de ces épisodes, les vagues ont généralement une période d'oscillation assez longue (pour la simulation à la Fig. 28, la période était de 3,6 secondes à V2), ce qui compense largement le fait que le niveau de l'eau est élevé. De plus, la dissipation est d'autant plus grande que la hauteur des vagues peut être élevée, car une hauteur significative élevée implique de grandes vitesses orbitales au niveau de la végétation et la dissipation est proportionnelle au cube de la vitesse (eq. 2.18). Ce qui explique aussi le fait que l'atténuation de la végétation lors de la plus petite tempête (Fig. 27) est très semblable à l'atténuation lors de la forte tempête; une vague de courte période qui se propage dans une eau moins profonde subit une atténuation semblable à une vague de longue période qui progresse dans une eau plus profonde.

Malgré la présence de végétation, la simulation de la Fig. 28 montre que les vagues ont tout de même une hauteur de 57 cm à la station V4, mais il faut aussi considérer que la berge se situe à 200 m de cette station. Les vagues risquent fort bien de s'atténuer grandement jusqu'à la côte, d'autant plus que la végétation y est plus dense. L'implantation de végétation comme moyen de protection des berges reste donc un moyen assez efficace. Il faut tout de même garder en tête que le marais de l'Île-Verte est situé sur un estran d'environ 800 mètres et qu'ailleurs dans l'estuaire, l'estran est bien moins large et de ce fait, la dissipation de l'énergie des vagues avant leur arrivée à la côte risque d'être moins appréciable.

## 5. Conclusion

Le but de ce travail était d'être en mesure de modéliser la dissipation de l'énergie des vagues produite par la végétation aquatique. Pour ce faire, une nouvelle fonction fut ajoutée au modèle numérique *SWAN* qui calcule le comportement de la houle selon les conditions environnementales. Ce modèle était en mesure de calculer l'effet du vent, la friction produite au fond, le déferlement sur la berge ainsi que d'autres phénomènes propres aux vagues, mais il ne pouvait calculer la friction de l'eau avec la végétation. La nouvelle fonction, *VEGNL*, utilise le principe de la force de traînée afin de calculer cette friction et ainsi déduire la dissipation de l'énergie des vagues. Cette fonction fut calibrée en utilisant des mesures effectuées sur un transect perpendiculaire à la côte dans la région de l'Isle-Verte. L'ajout de la végétation a donné en moyenne des dissipations de 80 % sur 566 m sur l'ensemble du marais.

Le nouveau modèle a aussi permis d'examiner l'influence de divers paramètres. D'abord, l'atténuation des vagues diminue avec la hauteur de la colonne d'eau, mais pour la végétation étudiée, cette atténuation devient négligeable au-dessus de 3 m. Ensuite, l'atténuation augmente avec la densité de la végétation, mais cette augmentation est surtout marquée pour les faibles densités. Finalement, l'atténuation est importante pour les vagues ayant une période de plus de trois secondes et elle est moins notable pour les vagues de plus courte période.

La prochaine étape, pour que le modèle *SWAN* soit en mesure de simuler efficacement la dissipation de l'énergie des vagues causée la végétation, serait d'inclure

aussi l'effet des herbiers (à *Zostera marina* pour la région de l'Île-Verte). En effet, l'écart entre les simulations et les données de terrain à la station V2 s'explique en partie par le fait que la dissipation au niveau de l'herbier n'a pas été considérée. Par contre, la *Z. marina* est une plante flexible et donc, sa position est fortement influencée par le mouvement de l'eau. Cela complique grandement le calcul de la force de traînée induite entre l'eau et ces plantes aquatiques.

Une autre amélioration qui peut être faite pour ajuster le nouveau modèle serait d'effectuer des calibrations du coefficient  $C_D$  dans des conditions environnementales variées. En effet, étant donné que la présente étude a été faite à un seul endroit et à un seul moment, on ne peut pas avoir une idée des facteurs qui influencent la valeur du coefficient de traînée  $C_D$ . Le fait d'avoir des simulations dans des milieux variés permettrait, à tout de moins, de savoir quels paramètres environnementaux doivent être considérés lors que l'on désire déterminer la valeur de ce coefficient pour un milieu donné.

Ce travail nous a permis de mieux comprendre le rôle de la végétation dans la dissipation des vagues. En effet, nous avons été en mesure de calculer l'énergie absorbée par la couverture végétale, et ce, en utilisant un modèle numérique qui peut s'ajuster aux conditions environnementales de divers milieux. Ce modèle pourrait être utilisé afin de mieux prévoir la dynamique sédimentaire de divers marais et aussi, afin de comprendre le rôle de la végétation dans la protection des rives de l'érosion côtière, plus particulièrement lors de tempêtes violentes.

## Références

- Asano, T., Tsutsui, S. et Sakai, T., 1988. Wave damping characteristics due to seaweed. Proc. 35th Coast. Engrg. Conf. in Japan. Japan Society of Civil Engineers (JSCE): 138-142.
- Booij, N., Ris, R.C. et Holthuijsen, L.H., 1999. A third-generation wave model for coastal regions - 1. Model description and validation. Journal of Geophysical Research-Oceans, 104(C4): 7649-7666.
- Carniello, L., Defina, A., Fagherazzi, S. et D'Alpaos, L., 2005. A combined wind wave-tidal model for the Venice lagoon, Italy. Journal of Geophysical Research-Earth Surface, 110(F4): F04007.
- Castelle, B. et Bonneton, P., 2006. Modelling of a rip current induced by waves over a ridge and runnel system on the Aquitanian Coast, France. Comptes Rendus Geoscience, 338(10): 711-717.
- Chen, S.N., Sanford, L.P., Koch, E.W., Shi, F. et North, E.W., 2007. A nearshore model to investigate the effects of seagrass bed geometry on wave attenuation and suspended sediment transport. Estuaries and Coasts, 30(2): 296-310.
- Cooper, N.J., 2005. Wave dissipation across intertidal surfaces in the Wash tidal inlet, eastern England. Journal of Coastal Research, 21(1): 28-48.
- Coops, H., Geilen, N., Verheij, H.J., Boeters, R. et van der Velde, G., 1996. Interactions between waves, bank erosion and emergent vegetation: An experimental study in a wave tank. Aquatic Botany, 53(3-4): 187-198.
- D'Amours, O. et Scheibling, R.E., 2007. Effect of wave exposure on morphology, attachment strength and survival of the invasive green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 351(1-2): 129-142.
- Danard, M., Munro, A. et Murty, T., 2003. Storm surge hazard in Canada. Natural Hazards, 28(2-3): 407-431.
- Dean, R.G. et Bender, C.J., 2006. Static wave setup with emphasis on damping effects by vegetation and bottom friction. Coastal Engineering, 53(2-3): 149-156.
- Drapeau, G., 1992. Sediment Dynamics in the St-Lawrence Estuary. Géographie physique et quaternaire, 46(2): 233-242.
- Drapeau, G. et Morin, R., 1981. Contribution des vagues au transport des sédiments littoraux dans la région de Trois-Pistoles, estuaire du Saint-Laurent, Québec. Géographie physique et Quaternaire, 19(2): 245-251.
- Fonseca, M.S. et Cahalan, J.A., 1992. A preliminary evaluation of wave attenuation by 4 species of seagrass. Estuarine Coastal and Shelf Science, 35(6): 565-576.

- Goda, Y., 2003. Revisiting Wilson's formulas for simplified wind-wave prediction. *Journal of Waterway Port Coastal and Ocean Engineering*, 129(2): 93-95.
- Gorman, R.M. et Neilson, C.G., 1999. Modelling shallow water wave generation and transformation in an intertidal estuary. *Coastal Engineering*, 36(3): 197-217.
- Holthuijsen, L., 2007. *Waves in Oceanic and Coastal Waters*. Cambridge University Press, Cambridge, 448 p.
- Holthuijsen, L.H., Herman, A. et Booij, N., 2003. Phase-decoupled refraction-diffraction for spectral wave models. *Coastal Engineering*, 49(4): 291-305.
- IAHR, 1989. List of Sea-State Parameters. *Journal of Waterway Port Coastal and Ocean Engineering*, 115(6): 793-808.
- Johannessen, T.B. et Swan, C., 2002. On the nonlinear dynamics of wave groups produced by the focusing of surface-water waves. *Proceedings of the Royal Society of London Series a-Mathematical Physical and Engineering Sciences*, 459(2032): 1021-1052.
- Knutson, P.L., Seeling, W.N. et Inskeep, M.R., 1982. Wave damping in *Spartina alterniflora* marshes. *Wetlands*, 2: 87-104.
- Kobayashi, N., Raichle, A.W. et Asano, T., 1993. Wave Attenuation by Vegetation. *Journal of Waterway Port Coastal and Ocean Engineering*, 119(1): 30-48.
- Koutitonsky, V.G., 1978. Étude des paramètres hydrodynamiques pour le port de Gros-Cacouna - Vrac solide. Etude préparée par INRS-Océanologie pour Gouvernement du Québec, Comité Interministeriel Portuaire, 73-95 p.
- Le Hir, P., Monbet, Y. et Orvain, F., 2007. Sediment erodability in sediment transport modelling: Can we account for biota effects? *Continental Shelf Research*, 27(8): 1116-1142.
- Li, C.W. et Yan, K., 2007. Numerical investigation of wave-current-vegetation interaction. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(7): 794-803.
- Lin, W.Q., Sanford, L.P. et Suttles, S.E., 2002. Wave measurement and modeling in Chesapeake Bay. *Continental Shelf Research*, 22(18-19): 2673-2686.
- Londhe, S.N. et Panchang, V., 2006. One-day wave forecasts based on artificial neural networks. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 23(11): 1593-1603.
- Lovas, S.M. et Torum, A., 2001. Effect of the kelp *Laminaria hyperborea* upon sand dune erosion and water particle velocities. *Coastal Engineering*, 44(1): 37-63.
- Madsen, J.D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W. et Westlake, D.F., 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444(1-3): 71-84.

- Mendez, F.J. et Losada, I.J., 2004. An empirical model to estimate the propagation of random breaking and nonbreaking waves over vegetation fields. *Coastal Engineering*, 51(2): 103-118.
- Mendez, F.J., Losada, I.J. et Losada, M.A., 1999. Hydrodynamics induced by wind waves in a vegetation field. *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 104(C8): 18383-18396.
- Mirfenderesk, H. et Young, I.R., 2003. Direct measurements of the bottom friction factor beneath surface gravity waves. *Applied Ocean Research*, 25(5): 269-287.
- Moeller, I., Spencer, T. et French, J.R., 1996. Wind wave attenuation over saltmarsh surfaces: Preliminary results from Norfolk, England. *Journal of Coastal Research*, 12(4): 1009-1016.
- Moghim, S., Gayer, G., Gunther, H. et Shafieefar, M., 2005. Application of third generation shallow water wave models in a tidal environment. *Ocean Dynamics*, 55(1): 10-27.
- Möller, I., 2006. Quantifying saltmarsh vegetation and its effect on wave height dissipation: Results from a UK East coast saltmarsh. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 69(3-4): 337-351.
- Möller, I. et Spencer, T., 2002. Wave dissipation over macro-tidal saltmarshes: Effects of marsh edge typology and vegetation change. *Journal of Coastal Research*, SI 36: 506-521.
- Möller, I., Spencer, T., French, J.R., Leggett, D.J. et Dixon, M., 1999. Wave transformation over salt marshes: A field and numerical modelling study from north Norfolk, England. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 49(3): 411-426.
- Mork, M., 1996. The effect of kelp in wave damping. *Sarsia*, 80(4): 323-327.
- Morris, J.T., 2007. Ecological engineering in intertidal saltmarshes. *Hydrobiologia*, 577: 161-168.
- Neumeier, U., 2005. Quantification of vertical density variations of salt-marsh vegetation. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 63(4): 489-496.
- Neumeier, U. et Amos, C.L., 2006. Turbulence reduction by the canopy of coastal *Spartina* salt-marshes. *Journal of Coastal Research*, SI 39: 433-439.
- Padilla-Hernandez, R. et Monbaliu, J., 2001. Energy balance of wind waves as a function of the bottom friction formulation. *Coastal Engineering*, 43(2): 131-148.
- Poulin, P. et Pelletier, E., 2007. Determination of ammonium using a microplate-based fluorometric technique. *Talanta*, 71(4): 1500-1506.

- Quartel, S., Kroon, A., Augustinus, P., Van Santen, P. et Tri, N.H., 2007. Wave attenuation in coastal mangroves in the Red River Delta, Vietnam. *Journal of Asian Earth Sciences*, 29(4): 576-584.
- Rogers, W.E., Hwang, P.A. et Wang, D.W., 2003. Investigation of wave growth and decay in the SWAN model: Three regional-scale applications. *Journal of Physical Oceanography*, 33(2): 366-389.
- Rogers, W.E., Kaihatu, J.M., Petit, H.A.H., Booij, N. et Holthuijsen, L.H., 2002. Diffusion reduction in an arbitrary scale third generation wind wave model. *Ocean Engineering*, 29(11): 1357-1390.
- Saucier, F.J. et Chasse, J., 2000. Tidal circulation and buoyancy effects in the St. Lawrence Estuary. *Atmosphere-Ocean*, 38(4): 505-556.
- Signell, R.P., Carniel, S., Cavaleri, L., Chiggiato, J., Doyle, J.D., Pullen, J. et Sclavo, M., 2005. Assessment of wind quality for oceanographic modelling in semi-enclosed basins. *Journal of Marine Systems*, 53(1-4): 217-233.
- Spratt, A.T., Neumeier, U. et Lavender, S.J., 2005. Predictions of saltmarsh suitability as a coastal defence measure based on numerically-modelled extrapolations from a present day Digital Terrain Model. In: Teeuw R., Whitworth M. & Laughton K. (eds) *Proceedings of RSPSoc 2005: Measuring, Mapping and Managing a Hazardous World*, 6-9 September 2005, Portsmouth, UK. The Remote Sensing and Photogrammetry Society (RSPSoc).
- Teeter, A.M., Johnson, B.H., Berger, C., Stelling, G. et Scheffner, N.W., 2001. Hydrodynamic and sediment transport modeling with emphasis on shallow-water, vegetated areas (lakes, reservoirs, estuaries and lagoons). *Hydrobiologia*, 444(1-3): 1-24.
- Tucker, M.J. et Pitt, E.G., 2001. *Waves in Ocean Engineering*. Elsevier Ocean Engineering, 5. Elsevier, Amsterdam, 521 p.
- Turker, U., Yagci, O. et Kabdasli, M.S., 2006. Analysis of coastal damage of a beach profile under the protection of emergent vegetation. *Ocean Engineering*, 33(5-6): 810-828.
- Van der Wal, D., Wielemaker-Van den Dool, A. et Herman, P.M.J., 2008. Spatial patterns, rates and mechanisms of saltmarsh cycles (Westerschelde, The Netherlands). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76(2): 357-368.
- Vo-Luong, P. et Massel, S., 2008. Energy dissipation in non-uniform mangrove forests of arbitrary depth. *Journal of Marine Systems*, 74(1): 603-622.
- Watts, C.W., Tolhurst, T.J., Black, K.S. et Whitmore, A.P., 2003. In situ measurements of erosion shear stress and geotechnical shear strength of the intertidal sediments of the experimental managed realignment scheme at Tollesbury, Essex, UK. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 58(3): 611-620.

- Wayne, C.J., 1975. Sea and marsh grasses: their effect on wave energy and nearshore sand transport. M.S. Thesis, Florida State University, Tallahassee, 135 pp.
- Wayne, C.J., 1976. The effects of sea and marsh grass on wave energy. Coastal Research Notes, 14: 6-8.
- Widdows, J., Pope, N.D. et Brinsley, M.D., 2008. Effect of *Spartina anglica* stems on near-bed hydrodynamics, sediment erodability and morphological changes on an intertidal mudflat. Marine Ecology-Progress Series, 362: 45-57.
- Wood, D.J., Muttray, M. et Oumeraci, H., 2001. The SWAN model used to study wave evolution in a flume. Ocean Engineering, 28(7): 805-823.
- Wornom, S.F., Allard, R. et Hsu, Y.L., 2002. An MPI quasi time-accurate approach for nearshore wave prediction using the SWAN code - Part II: Applications to wave hindcasts. Coastal Engineering Journal, 44(3): 257-280.
- Yang, S.L., Li, H., Ysebaert, T., Bouma, T.J., Zhang, W.X., Wang, Y., Li, P., Li, M. et Ding, P., 2008. Spatial and temporal variations in sediment grain size in tidal wetlands, Yangtze Delta: On the role of physical and biotic controls. Estuarine Coastal and Shelf Science, 77(4): 657-671.
- Young, D.F., Munson, B.R. et Okiishi, T.H., 2004. A Brief Introduction to Fluid Mechanics. Wiley, Hoboken, New Jersey, 533 p.

## Annexe A : Calculs

### A.1 Calcul de la dissipation due à la force de traînée.

Selon l'équation 2.18, l'énergie dissipée pour chaque fréquence  $\varepsilon_f(L_i)$  ce calcul en multipliant la force de traînée globale par la vitesse induite par cette fréquence pour une couche de végétation  $L_i$ .

$$\varepsilon_f(L_i) = F_D(L_i) \cdot u_f(L_i) = \int_{h_{i-1}}^{h_i} \frac{1}{2} \rho C_{Di} A_i (u_{rms}(h))^2 \cdot u_f(h) dh \quad A.1$$

Ici,  $u_{rms}$  représente la vitesse moyenne induite par l'ensemble des vagues. Au lieu de calculer cette vitesse en utilisant la variance spectrale  $E(f, \theta)$  (éq. 2.17), le calcul sera simplifié en résumant l'ensemble des vagues en une vague unique. De plus, la composante verticale de la vitesse sera négligée, car, près du fond, elle est négligeable par rapport à la composante horizontale. Dans ce cas,  $u_{rms}$  se calcule simplement par :

$$\sqrt{\langle u^2 \rangle} = u_{rms} = \frac{a\omega \cosh[k(z+d)]}{\sqrt{2} \sinh[kd]} \quad A.2$$

Pour que cette vague représente l'ensemble de la variance spectrale, l'amplitude de celle-ci est déterminée à l'aide de  $H_{m0}$ , sa fréquence par  $T_{m01}$  et son nombre d'ondes par  $k_{m01}$  (éq. 2.15)

$$a \equiv H_{m0}/2 \quad \omega \equiv \omega_{m01} = 2\pi/T_{m01} \quad k \equiv k_{m01}(\omega_{m01}) \quad z+d \equiv h$$

$$\Rightarrow u_{rms}(h) = \frac{H_{m0}\omega_{m0l}}{2\sqrt{2}} \frac{\cosh[k_{m0l}h]}{\sinh[k_{m0l}d]} \quad \text{A.3}$$

Pour  $u_f$  (éq. A.1), il suffit de calculer la vitesse avec les caractéristiques spécifiques à la vague de fréquence  $f$ :

$$a \equiv a_f \quad \omega \equiv \omega_f \quad k \equiv k_f(\omega_f)$$

$$\Rightarrow u_f(h) = a_f \omega_f \frac{\cosh(k_f h)}{\sinh(k_f d)} \quad \text{A.4}$$

En remplaçant les vitesses dans l'équation de dissipation de l'énergie, celle-ci deviens :

$$\varepsilon_f(L_i) = \frac{1}{2} \rho C_{Di} A_i \frac{a_f \omega_f}{\sinh(k_f d)} \left( \frac{a_d \omega_d}{\sqrt{2} \sinh(k_d d)} \right)^2 \int_{h_{i-1}}^{h_i} \cosh(k_f h) \cosh^2(k_d h) dh \quad \text{A.5}$$

Pour calculer l'intégrale, il faut remplacer les  $\cosh$  en utilisant les équations générales :

$$\cosh^2(A) = \frac{1}{2} + \frac{1}{2} \cosh(2A) \quad \cosh(B) \cosh(C) = \frac{1}{2} [\cosh(B+C) + \cosh(B-C)]$$

Cela donne donc que :

$$\begin{aligned} \Rightarrow \cosh(k_f h) \cosh^2(k_d h) &= \frac{1}{4} [\cosh[(k_f + 2k_d)h] + \cosh[(k_f - 2k_d)h]] \\ &+ \frac{1}{2} \cosh[k_f h] \end{aligned} \quad \text{A.6}$$

Il est alors facile de calculer cette intégrale; il s'agit de l'addition de trois *cosh*. En

$$\text{général : } \int_a^b \cosh(kx) dx = \left| \frac{\sinh(kx)}{k} \right|_{x=a}^{x=b}$$

L'équation complète devient donc :

$$\varepsilon_f(L_i) = \frac{1}{8} \rho C_{Di} A_i \frac{a_f \omega_f}{\sinh(k_f d)} \left( \frac{a_d \omega_d}{\sqrt{2} \sinh(k_d d)} \right)^2 \cdot \left[ \frac{\sinh[(k_f + 2k_d)h]}{k_f + 2k_d} + \frac{\sinh[(k_f - 2k_d)h]}{k_f - 2k_d} + \frac{2 \sinh[k_f h]}{k_f} \right]_{h_{i-1}}^{h_i} \quad \text{A.7}$$

L'énergie dissipée pour une fréquence  $f$ , dans la couche horizontale  $L_i$  est donc :

$$\boxed{\varepsilon_f(L_i) = c a_f C_{vi} [b_f(h_i) - b_f(h_{i-1})]} \quad \text{A.8}$$

$$\text{où } c = \frac{1}{8} \rho \left( \frac{a_d \omega_d}{\sqrt{2} \sinh(k_d d)} \right)^2$$

$$C_{vi} = C_{Di} A_i$$

$$b_f(h_i) = \frac{\omega_f}{\sinh(k_f d)} \left\{ \frac{\sinh[(k_f + 2k_d)h_i]}{k_f + 2k_d} + \frac{\sinh[(k_f - 2k_d)h_i]}{k_f - 2k_d} + \frac{2 \sinh[k_f h_i]}{k_f} \right\}$$

avec  $b_f(h=0) = 0$

Il suffit de faire la somme des énergies dissipées pour chaque couche pour avoir l'énergie dissipée pour la fréquence  $f$  à cet endroit :

$$\varepsilon_{f_{tot}} = c a_f \sum_{i=1}^n C_v(L_i) [b_f(h_i) - b_f(h_{i-1})] \quad \text{A.9}$$

## Annexe B : Syntaxe du fichier de commande

### afin d'inclure la végétation.

Ces commandes sont écrites selon les conventions de SWAN qui sont expliquées dans le manuel d'utilisateur. Les commandes sont utilisées pour définir, entre autre, les grilles de calculs, les paramètres environnementaux et le format des fichiers des paramètres d'entrée et de sortie du modèle.

#### B.1 Végétation uniforme dans tout le domaine

VEGetation	<	[vegnb]	vegh 1	vegcv 1	...	vegh n	vegcv n
		[vegnb]	FILE	'fnames'			

**VEGetation** : Ce mot clef indique au modèle que les valeurs qui suivent vont servir à paramétrer la végétation. Ceux-ci seront considérés comme étant constants dans tout le domaine de la grille de calcul.

**[vegnb]** : La valeur qui suit le mot clef indique le nombre de divisions verticales de la végétation. Cette valeur doit être un entier positif.

**vegh\_1 vegcv\_1 ... vegh\_n vegcv\_n** :

Les paramètres de la végétation sont ensuite définis en commençant par la hauteur de la première couche (*vegh\_1*) et sont coefficient de traînée (*vegcv\_1*), puis les couches suivante jusqu'à la couche *vegnb*.

**FILE** : L'utilisateur peut décider de plutôt définir les paramètres dans un fichier texte.

**'fnames'** : Ce qui suit le mot clef FILE est le nom du fichier qui contient les paramètres de la végétation. Ce fichier texte ASCII doit contenir, dans le bon ordre, les valeurs des paramètres *vegh\_1 vegcv\_1 ... vegh\_n vegcv\_n*.

**Exemples** : Une végétation composée de quatre divisions verticales de 0.12; 0,08; 0,14 et 0,09 cm ayant un coefficient de traînée de 0,145; 0,124; 0,203; 0,064.

```
VEGetation 4 0.12 0.145 0.08 0.124 0.14 0.203 0.09 0.064
```

## B.2 Végétations variable dans le domaine

```

INPgrid < | < | ... | > &
          | < | VEGEtation | >
          | < | VEGH      | >
          | < | VEGCV     | >
          | < | ...       | >

| ->REGular [xpinp] [ypinp] [alpinp] [mxinp] [myinp] [dxinp] [dyinp] |
& < | CURVilinear [stagr]x] [stagr]y] [mxinp] [myinp] | > &

& NONSTATIONary [tbeginp] [deltinp] < | -> SEC | > [tendinp]
                                     | MIN  |
                                     | HR   |

```

**INPgrid** : Ce mot-clef sert à définir la grille d'entrée de tous les paramètres environnementaux qui peuvent varier le long du domaine (Bathymétrie, courant, niveau d'eau, vent, végétation). Le mot-clef qui suit définit le paramètre en question.

**VEGEtation** : Indique que les valeurs qui suivent définissent la grille d'entrée des paramètres de la végétation (hauteur des divisions et coefficient de traînée). Il est possible d'avoir des grilles d'entrée différentes pour la hauteur des divisions verticales (VEGH) et leurs coefficients de traînée (VEGCV). Dans ce cas, il faut définir chaque grille séparément en utilisant deux fois le mot-clef **INPgrid** pour chacun des paramètres.

**REGular** : Indique que la grille d'entrée est uniforme et rectangulaire.

**CURVilinear** : Indique que la grille d'entrée est courbe, de type longitude-latitude.

Pour une grille de type **REGular**

[xpinp] [ypinp] : coordonnées x et y de l'origine de la grille d'entrée.

[alpinp] : angle de la grille d'entrée par rapport à l'axe des x.

[mxinp] [myinp] : nombre de cellules en x et en y que possède la grille d'entrée.

[dxinp] [dyinp] : taille des cellules en x et en y de la grille d'entrée.

Pour une grille de type **CURVilinear** (habituellement, x signifie la longitude et y la latitude)

[stagr]x] [stagr]y] : position initiale, en x et en y, de la grille d'entrée, par rapport à la grille de calcul. Par exemple, 0.5 indique que la grille de calcul débute à mi-chemin de la première cellule de calcul.

[dxinp] [dyinp] : taille des cellules en x et en y de la grille d'entrée.

**NONSTATIONary** : L'utilisateur peut décider de faire varier la végétation dans le temps si la simulation se fait en mode non-stationnaire.

[tbeginp] : moment initial de la variable.

[deltinp] : durée des intervalles de temps avec les unités définies avec la prochaine option : SEC, MIN, HR, DAY.

[tendinp] : moment final de la variable.

```

...
READinp < VEGetation [vegnb] >[fac]< 'fname1' >[idla] &
...
& < -> FREe >
   UNFormatted

```

- READinp** : Ce mot clef doit suivre INPgrid. Il indique les paramètres de lecture du fichier qui contient les valeurs d'entrée des conditions environnementales.
- VEGetation** : Indique que les paramètres de lecture qui suivent concernent la végétation.
- [vegnb]** : Nombre de division verticale de la végétation. Cette valeur doit être un entier.
- [fac]** : Facteur multiplicatif des valeurs qui seront lues. Par exemple, si les hauteurs sont données en centimètre, `fac = 0.01`.
- 'fname1'** : Nom du fichier qui contient les valeurs des paramètres de la végétation. Tous les paramètres sont dans le même fichier et ceux-ci doivent être dans le bon ordre (`vegh_1 ... vegh_n vegcv_1 ... vegcv_n`).
- SERIES** : Dans le cas où la simulation est en mode non-stationnaire, un fichier doit définir le nom des fichiers qui contiennent les paramètres aux différents pas de temps.
- 'fname2'** : Nom du fichier qui définit le nom des fichiers qui contiennent les paramètres aux différents pas de temps. Chacun de ces fichiers ont le même format que `'fname1'`.
- [idla]** : Chiffre de 1 à 6 qui définit l'ordre dans lequel les cellules sont écrites dans le fichier. Cette grille 2D peut se lire vers le bas ou vers le haut, vers la gauche ou vers la droite.
- FREe** : Indique que le fichier est écrit en format ASCII.
- UNFormatted** : Indique que le fichier est écrit en format binaire.

Exemple : Une végétation composée de deux couches qui s'étend sur une grille de 200 par 300 cellules, chacun de 2 m par 2 m. Les valeurs sont écrites dans un fichier ASCII du nom de « végétation1.dat »

```

INPgrid VEGetation REGular 0 0 0 100 150 2 2
READinp VEGetation 2 1 'végétation1.dat' 3 FREe

```

## Annexe C : Code FORTRAN de la routine de la végétation

```

1  ! -----
2  SUBROUTINE VEGENL (    DEP2          ,SPCSIG      ,KWAVE      ,
3  &                    AC2           ,DISSC1      ,IMATDA     ,
4  &                    IDCMIN        ,IDCMAX      ,ISSTOP     )
5  ! -----
6
7  USE SWCOMMVEG! Contient :VEGNB, VEGH, VEGCV, VEGH2, VEGCH2, VEGDISS
8  USE SWCOMM3
9  USE SWCOMM2 ! Contiens :MDC, MSC, FRINTF, VARVEG
10 IMPLICIT NONE
11
12 ! variable en argument
13 !   INTEGER  VEGNB          ! nombre de divisions en z
14 !   INTEGER  MDC           ! nombre de division en teta
15 !   INTEGER  MSC           ! nombre de division en freq
16 !   REAL    FRINTF         ! df / f
17 !   REAL    VEGH (VEGNB)   ! hauteur de chaque cell
18 !   REAL    VEGCV (VEGNB)  ! coeff "Cv" de chaque cell.
19 !   REAL    VEGH2 (MCGRD,VEGNB) ! hauteur des cell. lus avec READInp
20 !   REAL    VEGCV2 (MCGRD,VEGNB) ! coeff. de trainé lus avec READInp
21 !   REAL    VEGDISS (MCGRD) ! dissipation due a la végétation
22 !   LOGICAL  VARVEG       ! si la végé (oui/non) est variable dans l'espace
23 !   INTEGER, INTENT(IN) :: ISSTOP      ! max en fréq.
24 !   INTEGER, INTENT(IN) :: IDCMIN (MSC) , IDCMAX (MSC)
25 !   Min et Max du domaine angulaire
26 !   REAL,    INTENT(IN) :: DEP2 (MCGRD)
27 !   Depth, DEP2 doit être DEP2(KCGRD(1)) (pointer)
28 !   REAL,    INTENT(IN) :: SPCSIG (MSC) ! fréquence angulaire
29 !   REAL,    INTENT(IN) :: KWAVE (MSC) ! nombre d'onde
30 !   REAL,    INTENT(IN) :: AC2 (MDC, MSC, MCGRD) ! "action density" local
31 !   REAL,    INTENT(INOUT) :: DISSC1 (MDC, MSC)
32 !   Coefficient de dissipation
33 !   REAL,    INTENT(INOUT) :: IMATDA (MDC, MSC)
34 !   Coefficients diagonale de la matrice
35
36 ! variable local
37 !   INTEGER IH             ! compteur en z
38 !   INTEGER IDDUM         ! compteur de direction
39 !   INTEGER ID            ! compteur de direction
40 !   INTEGER IS            ! compteur de fréquence
41 !   INTEGER NBLOCAL      ! division max de végétation local
42 !   REAL  DEPTH           ! profondeur local
43 !   REAL  VEGH_LOCAL (VEGNB) ! hauteur des cell. local, cette cellule

```

```

44     REAL VEGCV_LOCAL(VEGNB) ! coeff. de trainé des cells local
45     REAL SBOTEO           ! dissipation par freq et dir, temp.
46     REAL ETOT            ! énergie total (m0), temp.
47     real EATOT           ! autre façon que ETOT pour calculer m0
48     REAL EFTOT           ! énergie-freq total (m2), temp.
49     REAL EADD            ! densité d'énergie * dteta * df, temp.
50     REAL HSIG            ! hauteur significative calculer
51     REAL USIG            ! amplitude urms significative, HSIG/(2*sqrt(2))
52     REAL TSIG            ! période significative calculer
53     REAL OMEGASIG        ! fréquence angulaire significative (1/TSIG)
54     REAL KSIG            ! nombre d'onde significatif
55     REAL NULLCG, NULLLN, NULLND ! dummy variable pour la routine KSCIP1
56     REAL K                ! nombre d'onde, temp.
57     REAL KPLUS            ! K + 2*KSIG, dans coeff. "b"
58     REAL KMINUS          ! K - 2*KSIG, dans coeff. "b"
59     REAL SINH_KMINUS     ! sinh(kminus * depth), dans coeff. "b"
60     REAL C                ! coeff. "c" ds coeff "b"
61     REAL D                ! diffusion (sans Af) pour une freq et un teta, temp.
62     REAL DSDD            ! AC1 * DSDD = énergie
63     REAL VEGDISS_TEMP(MDC,MSC)
64     !   dissipation dynamique due a la végétation, temp.
65     REAL DUM_LEAK(MCGRD), DUM_DISCO(MDC,MSC), DUM_LEAKC1(MDC,MSC)
66     !   dummy variable pour ADDDIS
67     REAL H(0:VEGNB)      ! hauteur des cell de vegetation
68     REAL B(0:VEGNB)      ! coeff. "b"
69     REAL DS2(MSC-1)      ! delta oméga, pour calculer Hsig
70     REAL SUM_AC2_DIR(MSC)
71     !   calcul: SPCSIG(:)**2 * SUM(AC2(:, :, KCGRD(1)), 2), temp.
72     LOGICAL ANYBIN(MDC, MSC) ! présence/absence d'énergie dans AC2(MDC, MSC)
73     !   -----
74
75     DEPTH = DEP2(KCGRD(1))
76     IF ( DEPTH.LE.0. ) RETURN ! return si pas d'eau
77     IF ( ALL( AC2(:, :, KCGRD(1)).EQ.0. ) ) RETURN
78     !   return si pas d'énergie
79     IF (VARVEG) THEN ! définir si la végétation change avec la position
80         VEGH_LOCAL(:) = VEGH2(KCGRD(1), :)
81         VEGCV_LOCAL(:) = VEGCV2(KCGRD(1), :)
82     ELSE ! définir si la végétation ne change pas avec la position
83         VEGH_LOCAL(:) = VEGH(:)
84         VEGCV_LOCAL(:) = VEGCV(:)
85     ENDIF
86     IF(SUM(VEGH_LOCAL(:)).LE.0..OR.SUM(VEGCV_LOCAL(:)).LE.0.) RETURN
87     !   return si pas de végé. localement
88
89

```

```

90 !      initialiser les variables locales
91      B(0) = 0.
92      NBLOCAL = 0
93      H(0) = 0
94      VEGDISS_TEMP(:, :) = 0
95      ANYBIN(:, :) = .FALSE.
96
97 !      déterminer la hauteur total (H) et le nombre de couche local (NBLOCAL)
98      DO 200, IH = 1, VEGNB ! boucle en z
99          H(IH) = H(IH-1) + VEGH_LOCAL(IH)
100         IF ( VEGCV_LOCAL(IH) .GT. 0. .AND. VEGH_LOCAL(IH) .GT. 0.) THEN
101             ! compte pas si dh=0 ou coeff. = 0
102             NBLOCAL = IH
103             IF (H(IH) .GE. DEPTH) THEN ! compte pas la végé au-dessus de l'eau
104                 H(IH) = DEPTH
105                 EXIT
106             ENDIF
107         ENDIF
108     200 CONTINUE
109
110 !      calcul de la hauteur significative (HSIG) et fréquence significative (OMEGASIG)
111 !      pour calculer le coeff. "c"
112     DS2 = SPCSIG(2:MSC) - SPCSIG(1:MSC-1)
113     SUM_AC2_DIR(:) = SPCSIG(:) * SUM(AC2(:, :, KCGRD(1)) * DDIR, 1)
114     EATOT = SUM((SUM_AC2_DIR(2:MSC) + SUM_AC2_DIR(1:MSC-1)) * DS2)
115     ETOT = SUM(SUM_AC2_DIR * SPCSIG * FRINTF) ! ETOT = m0
116     EFTOT = SUM(SUM_AC2_DIR * SPCSIG * FRINTF * SPCSIG) ! EFTOT = m1
117     IF (ETOT .LE. 0. .AND. EFTOT .LE. 0.) RETURN ! sortir si HSIG=0
118     HSIG = 4.*SQRT(EATOT) ! hauteur significative : HSIG = 4*SQRT(m0)
119     TSIG = 2.*PI*(ETOT/EFTOT) ! periode significative : TSIG = m0/m1
120     OMEGASIG = (EFTOT/ETOT) ! OMEGASIG = 2*PI/TSIG
121
122     CALL KSCIP1 (1, OMEGASIG, DEPTH, KSIG,
123 &              NULLCG, NULLLN, NULLND) ! calcul KSIG avec OMEGASIG
124 !      **** début du calcul de l'intégrale ****
125     USIG = HSIG / (2*SQRT(2.)) ! amplitude significative
126     C = 0.125 * RHO * (USIG * OMEGASIG / SINH(KSIG*DEPTH))**2 ! coeff. "c"
127     DO 400 IS = 1, MSC ! boucle de fréquence
128         SBOTEO = 0.
129         KPLUS = KWAVE(IS) + 2*KSIG
130         IF (ALL(AC2(:, IS, KCGRD(1)) .EQ. 0) .OR.
131 !      saute si il n'y a pas d'énergie a cette fréq.
132 &         KPLUS*(DEPTH-H(NBLOCAL)) .GE. 25) CYCLE
133 !      ou si le résultat pas trop petit
134
135

```

```

136      K = KWAVE(IS)
137      KMINUS = K - 2*KSIG
138      DO 370, IH = 1, NBLOCAL ! boucle en z
139          IF (ABS(KMINUS) .LE. 0.01) THEN      ! pour pas divise par 0
140              SINH_KMINUS = H(IH)
141          ELSE
142              SINH_KMINUS = SINH ( KMINUS * H(IH) ) / KMINUS
143          ENDIF
144      B(IH) = SPCSIG(IS) / SINH(K*DEPTH) *
145      &          ( SINH (KPLUS * H(IH)) / KPLUS +
146      &          SINH_KMINUS + 2*SINH ( K * H(IH) ) / K )
147      D = C * VEGCV_LOCAL(IH) * ( B(IH) - B(IH-1) ) ! diffusion
148      DO 360 IDDUM = IDCMIN(IS) , IDCMAK(IS) ! boucle de direction
149          ID = MOD ( IDDUM - 1 + MDC , MDC ) + 1
150
151          IF(AC2(ID,IS,KCGRD(1)) .NE. 0. ) THEN
152      !          verifier que AC2 egal pas 0;
153          DSDD = DDIR * FRINTF * SPCSIG(IS)**2 ;
154      !          pour avoir l'energie
155          SBOTEO=D * SQRT(2/(AC2(ID,IS,KCGRD(1))*DSDD))/(RHO*GRAV)
156          ANYBIN(ID,IS) = .TRUE.
157          ELSE
158              SBOTEO = 0
159          ENDIF
160      !          *** ajoute le résultat dans les matrices de dissipation
161          IMATDA(ID,IS) = IMATDA(ID,IS) + SBOTEO
162          DISSC1(ID,IS) = DISSC1(ID,IS) + SBOTEO
163          VEGDISS_TEMP(ID,IS) = VEGDISS_TEMP(ID,IS) + SBOTEO
164      360      CONTINUE ! fin boucle direction
165      370      CONTINUE ! fin boucle en z
166      400      CONTINUE ! fin boucle freq
167
168      ! met a 0 les variables DUM
169      DUM_DISCO(:, :) = 0
170      DUM_LEAKC1(:, :) = 0
171      ! appelle la routine qui calcul VEGDISS avec VEGDISS_TEMP
172      CALL          ADDDIS(VEGDISS ,DUM_LEAK ,
173      &              AC2 ,ANYBIN ,
174      &              DUM_DISCO ,VEGDISS_TEMP ,
175      &              DUM_LEAKC1 ,SPCSIG )
176      RETURN
177      END SUBROUTINE ! fin de végé
178

```